

Titre: Guide de vérification du respect des normes sur les sous-produits de désinfection à l'intention des installations ne désirant pas filtrer leurs eaux
Title:

Auteur: Francis Vaillancourt
Author:

Date: 2006

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Vaillancourt, F. (2006). Guide de vérification du respect des normes sur les sous-produits de désinfection à l'intention des installations ne désirant pas filtrer leurs eaux [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie.
Citation: <https://publications.polymtl.ca/7543/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/7543/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche:
Advisors:

Programme: Non spécifié
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

GUIDE DE VÉRIFICATION DU RESPECT DES NORMES SUR LES SOUS-
PRODUITS DE DÉSINFECTION À L'INTENTION DES INSTALLATIONS NE
DÉSIRANT PAS FILTRER LEURS EAUX.

FRANCIS VAILLANCOURT
DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLOME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CIVIL)
AVRIL 2006

© FRANCIS VAILLANCOURT, 2006.



Library and
Archives Canada

Bibliothèque et
Archives Canada

Published Heritage
Branch

Direction du
Patrimoine de l'édition

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file Votre référence

ISBN: 978-0-494-17969-7

Our file Notre référence

ISBN: 978-0-494-17969-7

NOTICE:

The author has granted a non-exclusive license allowing Library and Archives Canada to reproduce, publish, archive, preserve, conserve, communicate to the public by telecommunication or on the Internet, loan, distribute and sell theses worldwide, for commercial or non-commercial purposes, in microform, paper, electronic and/or any other formats.

The author retains copyright ownership and moral rights in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

AVIS:

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque et Archives Canada de reproduire, publier, archiver, sauvegarder, conserver, transmettre au public par télécommunication ou par l'Internet, prêter, distribuer et vendre des thèses partout dans le monde, à des fins commerciales ou autres, sur support microforme, papier, électronique et/ou autres formats.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur et des droits moraux qui protègent cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

In compliance with the Canadian Privacy Act some supporting forms may have been removed from this thesis.

Conformément à la loi canadienne sur la protection de la vie privée, quelques formulaires secondaires ont été enlevés de cette thèse.

While these forms may be included in the document page count, their removal does not represent any loss of content from the thesis.

Bien que ces formulaires aient inclus dans la pagination, il n'y aura aucun contenu manquant.


Canada

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

GUIDE DE VÉRIFICATION DU RESPECT DES NORMES SUR LES SOUS-
PRODUITS DE DÉSINFECTION À L'INTENTION DES INSTALLATIONS NE
DÉSIRANT PAS FILTRER LEURS EAUX

présenté par : VAILLANCOURT Francis

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

Mme PRÉVOST Michèle, Ph.D., présidente

M. BARBEAU Benoit, Ph.D., membre et directeur de recherche

M. BERNIER Benoit, ing., Membre

REMERCIEMENTS

La réalisation de ce projet a été un travail long, parfois difficile, mais très agréable. Plusieurs personnes ont contribué à sa réussite et je tiens à leur exprimer ma reconnaissance.

En premier lieu, Monsieur Benoit Barbeau Ing. Ph.D., mon directeur de recherche et professeur de l'École Polytechnique de Montréal qui a agit à la fois comme directeur, tuteur, mentor, superviseur, guide, motivateur et bien sûr comme professeur. Il m'a non seulement tout appris sur le traitement de l'eau potable mais aussi, a su me transférer sa passion pour l'eau et les mathématiques statistiques. À Madame Michèle Prévost Ph.D., professeur à l'École Polytechnique de Montréal qui, par son cheminement professionnel et son énergie, m'a servi de modèle et m'a encouragé à mettre l'effort nécessaire dans ce projet pour me dépasser. À Madame Annie Carrière, Ing. MSc.A et associée de recherche à l'École Polytechnique de Montréal, qui a su fournir le support dont l'équipe avait besoin dans les moments stressants.

Les expériences en laboratoire nécessaires pour amasser les données ont été si nombreuses que la réalisation de celles-ci n'aurait pas été possible sans aide. Merci à Monsieur François Duhaime, boursier au CRSNG, qui a passé les plus belles journées et soirées de l'été 2005 en ma compagnie dans les sombres laboratoires de l'École Polytechnique. Merci à Mesdames Françoise Bichai et Isabelle Destroimaisons Legeault, aussi boursières du CRSNG, qui ont tour à tour accomplis avec brio la lourde tâche de remplacer François à mes côtés. Merci à tout le personnel des laboratoires de la chaire en eau potable qui ont contribué au succès du projet.

J'exprime aussi ma gratitude à Monsieur Benoit Bernier du Ministère des Affaires municipales et des Régions du Québec (MAMR) qui a commandé l'étude et a accepté de juger ce mémoire. Merci à l'École Polytechnique de Montréal et au MAMR pour leurs supports financiers. Finalement, un sincère merci à ma famille et amis pour leur support moral et leurs encouragements.

RÉSUMÉ

Le chlore est largement utilisé dans le traitement de l'eau potable à titre de désinfectant. La réaction du chlore avec des précurseurs résulte en la création de certains sous-produits. Ces précurseurs sont généralement contenus dans la matière organique qui, elle, est présente dans les eaux de surface. Ce travail étudie la formation des trihalométhanes (THM), la principale famille des sous-produits de la chloration. Les principales conditions de chloration influençant la formation des THM ont d'abord été identifiées et leurs effets quantifiés. La température de réaction entre le chlore et les précurseurs a été identifiée comme le paramètre principal affectant la formation des THM. Ainsi, l'augmentation de la température favorise la production de THM (en $\mu\text{g/L}$) d'un facteur de $1.041^{(\Delta\text{température})}$. La caractérisation des précurseurs se retrouvant dans l'eau de quatre lacs du Québec (Canada) et la variation de leurs concentrations au cours des saisons ont ensuite été déterminées par le biais d'une vaste campagne d'échantillonnage. De cette campagne, il a été démontré que la qualité des eaux échantillonnées est relativement stable, hormis des événements ponctuels. Il a aussi été démontré que les conditions de chloration de l'eau ont plus d'impact sur la formation des THM que la variation des précurseurs. Une autre campagne d'échantillonnage visant à comparer les trihalométhanes se formant en laboratoire à ceux se formant dans un réseau de distribution d'eau potable a été entreprise. Les résultats ont montré que la corrélation entre le laboratoire et le réseau de distribution est acceptable en autant que les conditions de chloration soient identiques. Finalement, des paramètres alternatifs à la mesure directe des THM ont été recherchés. Il a été trouvé qu'en conditions de pH, de température et de temps de réaction contrôlées, la demande en chlore est le meilleur paramètre pour évaluer la formation des THM avec un coefficient de corrélation de 0,96. Par contre, la précision de la prédiction ne permet pas de remplacer la mesure des THM par ce paramètre. Les résultats obtenus au cours de ces études ont permis de rédiger un guide pouvant servir aux intervenants et/ou concepteurs pour statuer sur la possibilité qu'une filière de traitement composée d'une désinfection UV suivie d'une chloration puisse être implantée pour le traitement de l'eau d'un lac sans que la concentration de THM excède la limite permise de $80 \mu\text{g/L}$.

ABSTRACT

Chlorine is widely used as a disinfectant in the treatment of water. The reaction of chlorine with precursors creates certain by-products. Precursors are found in the organic matter present in surface water. The scope of this study is to examine trihalomethanes (THM), which make up the largest part among chlorinated by-products. First, the significant chlorination conditions impacting the formation of THM have been identified and their effects quantified. The reaction temperature between chlorine and precursors has been identified as the parameter which most influences the formation of THM. An increasing temperature favors THM (in $\mu\text{g/L}$) yield by a factor of $1.041(\Delta\text{temperature})$. The precursor's characteristics and the seasonal variability of their occurrence have also been determined by an extensive sampling campaign from four lake waters in Quebec (Canada). This campaign demonstrates that the quality of sampled water is relatively stable with the exception of sporadically events. It has also been shown that chlorination conditions have a stronger impact on the development of THM than does the variation of precursors. Another sampling campaign has been undertaken to compare laboratory-formed trihalomethanes with those formed in a drinking water distribution system. The results have shown that the correlation between the laboratory and the distribution system is acceptable as long as chlorination conditions are identical. Lastly, some alternative parameters other than the direct measurement of THM have been investigated. Findings show that with controlled pH temperature and reaction time, chlorine consumption is the best way to evaluate the THM yield with a standard deviation of 0.96. However, the direct measurement of THM cannot be replaced by this surrogate due to lack of forecast accuracy. The findings obtained from this study have resulted in a guidebook for the use of authorities and/or designers to rule on whether a treatment facility using UV disinfection followed by chlorination can be established to treat lake water provided that THM concentrations do not exceed allowable levels of $80 \mu\text{g/L}$.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ	V
ABSTRACT	VI
TABLE DES MATIÈRES	VII
LISTE DES FIGURES	X
LISTE DES TABLEAUX.....	XIII
LISTE DES ABRÉVIATIONS	XV
LISTE DES ANNEXES.....	XVI
 CHAPITRE 1: INTRODUCTION.....	 1
1.1 Mise en contexte	1
1.2 Organisation du mémoire	3
 CHAPITRE 2: ÉTAT DES CONNAISSANCES	 5
2.1 Mécanismes de réactions	5
2.1.2 Chimie de formation.....	5
2.1.3 Conditions de stabilité.....	7
2.1.4 Influence des précurseurs sur la formation des THM	7
2.1.5 Variations saisonnières et ponctuelles des précurseurs	10
2.2 Influence des conditions de chloration	12
2.2.1 Température	12
2.2.2 Temps de contact avec le chlore.....	12
2.2.3 Effets du réseau.....	16
2.2.4 Acidité de l'eau (pH).....	18
2.2.5 Réaction du chlore	19
2.3 Techniques de contrôle	24
2.3.1 Enlèvement des précurseurs.....	24
2.3.2 Utilisation d'un autre désinfectant	27
2.3.3 Enlèvement des THM après leur formation.	28
2.4 Revue des techniques de simulation	31
2.4.1 Potentiel de formation (pTHM)	31

2.4.2	Réseau de distribution simulé (THM-SDS).....	32
2.4.3	Conditions de formation uniformes (THM-UFC)	33
2.5	Revue des modèles prédictifs	33
2.5.1	Modèles statistiques de régression	34
2.5.2	Réseaux de neurone.....	37
2.5.3	Modèles mécanistiques.....	38
CHAPITRE 3:	OBJECTIFS DU PROJET	41
3.1	Problématique	41
3.2	Objectifs	42
CHAPITRE 4:	MATÉRIEL ET MÉTHODES	45
4.1	Aperçu général de la mise en œuvre	45
4.1.1	Sélection des municipalités participantes	45
4.1.2	Méthodologie générale.....	46
4.2	Influence des conditions d'incubation sur la formation des THM.....	52
4.3	Évaluation de la durée et de la fréquence d'échantillonnage requise.....	53
4.4	Comparaison des THM réels formés dans un réseau de distribution avec les mesures de THM simulées en laboratoire.....	55
4.4.1	Simulation en laboratoire	56
4.4.2	Étude sur le réseau.....	58
CHAPITRE 5:	ANALYSE DES RÉSULTATS ET DISCUSSION	61
5.1	Influence des conditions d'incubation sur la formation des THM.....	61
5.1.1	Analyse des effets du pH de la température et de la dose de chlore	61
5.1.2	Comparaison avec la littérature.....	72
5.1.3	Influence du temps d'incubation.....	72
5.1.4	Recommandations sur le choix des paramètres d'incubations	78
5.2	Évaluation de la durée et de la fréquence d'échantillonnage requise.....	83
5.2.1	Variation saisonnière de la qualité de l'eau	83
5.2.2	Présentation des résultats des essais de THM simulés en laboratoire	87
5.2.3	Conclusion et recommandations sur la fréquence et durée d'échantillonnage	96

5.3	Évaluation de paramètres indicateurs alternatifs à la mesure des THM.....	98
5.3.1	L'absorbance UV et la demande en chlore comme indicateurs.....	99
5.3.2	Le COT et la demande en chlore comme indicateurs.....	101
5.3.3	La demande en chlore comme seul indicateur	102
5.3.4	Conclusion sur l'utilisation des paramètres indicateurs alternatifs	104
5.4	Comparaison des THM réels formés dans un réseau de distribution avec les mesures de THM simulées en laboratoire.....	108
5.4.1	Présentation des caractéristiques des eaux.....	108
5.4.2	Présentation des essais de corrélations.....	109
5.4.3	Conclusion et recommandation sur la représentabilité labo- réseau.....	119
CHAPITRE 6: PRÉSENTATION DU GUIDE DE VÉRIFICATION DU RESPECT DE LA NORME DE THM		120
6.1	Mise en contexte	120
6.2	Objectifs du protocole	120
6.3	Principe de la méthodologie.....	120
6.4	Étapes de mise en œuvre du protocole	121
CHAPITRE 7: CONCLUSION		132
RÉFÉRENCES.....		135
ANNEXES.....		144

LISTE DES FIGURES

Figure 2-1 : Les principales espèces des THM.....	6
Figure 2-2 : Modèle de réaction du chlore avec les noyaux aromatiques.....	7
Figure 2-3 : Cinétique de formation des THM.....	13
Figure 2-4 : Variabilité des THM4 en réseau en fonction de l'heure de la journée	15
Figure 2-5 : Extrait d'un réseau théorique.....	17
Figure 2-6 : Dissociation du chlore dans l'eau en fonction du pH	20
Figure 2-7: Chloration de l'eau en présence d'ammoniac.....	21
Figure 2-8 : Rythme d'enlèvement du COT par le charbon actif	26
Figure 2-9 : Exemple d'architecture d'un réseau de neurones.....	37
Figure 4-1: Filière de traitement de l'usine Pont-Viau de Laval.....	57
Figure 4-2: Filière de traitement de l'usine Sainte-Rose de Laval.....	57
Figure 5-1 : Résultats de l'analyse Box-Behnken de Eastman du 18 mai 2005	62
Figure 5-2 : Résultats de l'analyse Box-Behnken de Valcourt du 31 mai 2005	63
Figure 5-3 : Résultats de l'analyse Box-Behnken de Mont-Tremblant du 18 mai 2005	63
Figure 5-4 : Résultats de l'analyse Box-Behnken de Mont-Tremblant du 31 mai 2005	64
Figure 5-5 : Diagrammes de Pareto des quatre essais.....	66
Figure 5-6 : Effets isolés des paramètres	68
Figure 5-7 : Pourcentage d'accroissement de la concentration pour des doses de chlore appliquées supérieures à 2 mg/L	71
Figure 5-8 : Comparaison des effets des paramètres d'incubation avec le modèle de Amy G1998).....	72
Figure 5-9 : Résultats des temps d'incubation à La Conception	74
Figure 5-10 : Résultats temps d'incubation à Mont-Tremblant.....	75
Figure 5-11 : Résultats des temps d'incubation à Valcourt.....	75
Figure 5-12 : Résultats des temps d'incubation à Eastman	76
Figure 5-13 : Variation de la température au cours de l'année 2005.....	83
Figure 5-14 : Variation du carbone organique total au cours de l'année 2005	84
Figure 5-15 : Variation de l'absorbance UV au cours de l'année 2005	85
Figure 5-16 : Variation de la couleur vraie au cours de l'année 2005	85

Figure 5-17 : Variation du pH de l'eau brute au cours de l'année 2005	85
Figure 5-18 : Variation de la demande en chlore uniformisée de l'eau brute au cours de l'année 2005.....	86
Figure 5-19 : Résultats des mesures de THM réglementaires et des essais de THM- SDS à la municipalité de Mont-Tremblant.	89
Figure 5-20 : Résultats des mesures de THM réglementaires et des essais de THM- SDS à la municipalité de La Conception.	90
Figure 5-21 : Schéma du poste de chloration de La Conception	91
Figure 5-22 : Résultats des mesures de THM réglementaires et des essais de THM- SDS à la municipalité d'Eastman.	92
Figure 5-23 : Schéma du poste de chloration de Eastman	93
Figure 5-24 : Résultats des mesures de THM réglementaires et des essais de THM- SDS à la municipalité de à Valcourt.	94
Figure 5-25 : Ajustement des données de Valcourt.....	95
Figure 5-26 : THM prédits en fonction des THM observés à Valcourt.....	96
Figure 5-27 : Corrélation de l'absorbance UV de la demande en chlore uniformisée et des THM.	99
Figure 5-28 : Prédiction des THM en fonction de l'absorbance UV et de la demande en chlore uniformisée.....	100
Figure 5-29 : Corrélation du COT de la demande en chlore uniformisée et des THM.	101
Figure 5-30 : Prédiction des THM en fonction du COT et de la demande en chlore uniformisée.	102
Figure 5-31 : Corrélation du COT et de la demande en chlore uniformisée avec les THM.	103
Figure 5-32 : Prédiction des THM en fonction de la demande en chlore uniformisée.	103
Figure 5-33 : Formation des THM en fonction des paramètres alternatifs.....	105
Figure 5-34 : Corrélation entre les THM et la demande en chlore uniformisée. La figure b présente la partie inférieure de la corrélation.....	106
Figure 5-35: Erreur de prédiction des THM à partir de la demande en chlore uniformisée.	107
Figure 5-36 : Temps de séjours des points du réseau de Pont-Viau le 3 mai 2005 ...	110
Figure 5-37 : Comparaison labo-réseau : Pont Viau 2 mai 2005.....	112

Figure 5-38 : Comparaison labo-réseau : Pont Viau 13 juin 2005.....	114
Figure 5-39 : Comparaison labo-réseau : Sainte Rose 13 juin 2005.....	116
Figure 5-40 : Comparaison labo-réseau : Sainte Rose 13 juin 2005.....	117
Figure 5-41 : Comparaison labo-réseau : Pont Viau 09 janvier 2006.....	118
Figure 6-1 : Protocole.....	131

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2-1 : Équations de dégradation du chlore	23
Tableau 2-2 : Efficacité moyenne d'enlèvement de six filtres à charbon actifs communs.	29
Tableau 2-3 : Pression de vapeur et constantes d'Henry des quatre principaux THM .	30
Tableau 2-4 : Modèles de régression linéaire de formation des TTHM.....	36
Tableau 2-5 : Relations mathématiques entre la différence d'absorbance UV et la concentration des différentes espèces de SPC.	40
Tableau 4-1 : Sélection des municipalités pour la caractérisation des sites.....	46
Tableau 4-2 : Influence des conditions d'incubation : Combinaison des différents paramètres.....	52
Tableau 4-3 : Fréquence et durée de caractérisation des sites : Dates et lieux des échantillonnages.	54
Tableau 4-4 : Conditions de chloration et d'incubation mises en œuvre.	55
Tableau 4-5 : Conditions de chloration et d'incubations pour la validation des THM en labo vs réseau.....	58
Tableau 4-6 : Validation des THM en labo vs réseau : Temps visés pour cerner le taux de formation des THM	58
Tableau 4-7 : Temps de séjour théoriques en été des points d'échantillonnage en réseau.....	60
Tableau 5-1 : Paramètres de qualité de l'eau au moment des expériences.....	61
Tableau 5-2 : Coefficients de régression	67
Tableau 5-3 : Valeur de variation des paramètres	68
Tableau 5-4 : Valeur de variation du coefficient θ de la température	69
Tableau 5-5 : Effet de la variation du pH sur la formation de THM	70
Tableau 5-6 : Synthèse des doses moyennes appliquées.....	73
Tableau 5-7 : Effet du temps d'incubation pour la dose 2 ($C_{\text{résiduel}}$: 0.5 ppm après 24 h).....	77
Tableau 5-8 : Effet du temps d'incubation pour la dose 3 (dose de l'usine)	78
Tableau 5-9 : Coefficients de régression des paramètres alternatifs de prédiction	104

Tableau 5-10 : Qualité de l'eau traitée mais non chlorée des usines de Laval au moment des échantillonnages.....	108
Tableau 5-11 : Points du réseau de Pont-Viau le 2 mai 2005, légende et paramètres de qualités.....	112
Tableau 5-12 : Points du réseau de Pont-Viau le 15 juin 2005, légende et paramètres de qualités.....	114
Tableau 5-13 : Points du réseau de Ste-Rose le 15 juin 2005, légende et paramètres de qualités.....	116
Tableau 5-14 : Points du réseau de Pont-Viau le 9 janvier 2006, légende et paramètres de qualités.....	119
Tableau 6-1 : Synthèse des analyses requises	129

LISTE DES ABRÉVIATIONS

Abréviation	Signification
AHA	: Acide haloacétique
ASCE	: American Society of Civil Engineers
AWWA	: American Water Works Association
BDCM	: Bromodichlorométhane (CHBrCl_2)
BF	: Bromoforme (CHBr_3)
CAG	: Charbon actif granulaire
CAP	: Charbon actif en poudre
CF	: Chloroforme (CHCl_3)
COT	: Carbone organique total
COD	: Carbone organique dissous
COV	: Composés chimiques volatiles
DBCM	: Dibromochlorométhane (CHBr_2Cl)
MON	: Matière organique naturelle
pTHM	: Potentiel de formation des THM
RDN	: Réseau de neurones
RQEP	: Règlement sur la qualité de l'eau potable
SPC	: Sous-produits de chloration
SPD	: Sous-produits de désinfection
SUVA	: Absorbance UV spécifique
THM	: Trihalométhane (s)
TTHM	: Trihalométhanes totaux
THM4	: Quatre trihalométhanes importants (CF) (BDCM) (DBCM) (BF)
THM-SDS	: THM simulés en réseau de distribution simulé (laboratoire)
THM-UFC	: THM simulés en conditions de formation uniformes
TOX	: Produits halogénés totaux
USEPA	: United State Environmental Protection Agency

LISTE DES ANNEXES

Annexe A : Produits chimiques utilisés	144
Annexe B : Régression des THM en fonction des variables d'incubations (pH, température, dose de chlore)	147
Annexe C : Effets des paramètres d'incubation sur la concentration des THM.....	149

CHAPITRE 1: INTRODUCTION

1.1 Mise en contexte

Le chlore (Cl_2) est utilisé dans le traitement de l'eau potable depuis le début du 20^e siècle. Encore aujourd'hui, il est le désinfectant le plus utilisé en Amérique du Nord (United States Environmental Protection Agency (USEPA) 1999). La chloration est sans contredit un excellent désinfectant et demeure le moyen le plus économique de réduire le risque microbiologique. Une chloration appropriée permet de détruire les virus, bactéries et quelques-uns des parasites que l'on retrouve occasionnellement dans l'eau. En contrepartie, lors de la chloration d'une eau naturelle, le chlore réagira avec certains composés que l'on retrouve couramment dans l'eau. La réaction de ces composés avec le chlore entraîne la formation de sous-produits de désinfection (SPD). Rook, (1974) a été le premier à observer la présence de trihalométhanes (THM) dans l'eau chlorée. Les trihalométhanes, tout comme les acides haloacétiques (AHA), sont deux familles importantes de SPD et sont susceptibles d'être cancérogènes (World Health Organization (WHO), 2004).

Selon une étude conduite par Krasner et al. (1989) sur 35 réseaux de distribution d'eau potable aux États-Unis, les trihalométhanes représentent la plus large part des SPD. Les THM sont considérés par le gouvernement du Québec comme de très bons indicateurs de l'occurrence de l'ensemble des sous-produits de désinfection. C'est pour cette raison qu'actuellement, ils sont les seuls réglementés au Québec (Gouvernement du Québec 2005). La réaction suivante est couramment utilisée pour décrire le phénomène (Love 1975).

Précurseurs + Chlore \rightarrow THMs + autres sous-produits

Éq. 1-1

De cette équation, on peut déduire qu'un problème de THM découle soit d'une concentration en précurseurs trop élevée, soit de conditions de chloration défavorables. Les précurseurs sont essentiellement des bromures et des acides humiques et

fulviques contenus dans la matière organique naturelle (MON) (Rook, 1974). Puisque la plupart des eaux de surface contiennent de la MON, les problèmes de THM sont très communs en traitement de l'eau potable. Il existe trois façons de contrôler la formation de THM en réseau : (i) l'enlèvement des précurseurs avant la chloration, (ii) l'utilisation d'un autre désinfectant alternatif au chlore ou encore (iii) l'enlèvement des THM après leurs formations. Outre la concentration de précurseurs présents dans l'eau avant la chloration, les concentrations de THM et des autres SPD qui y sont mesurés sont influencées par plusieurs facteurs, notamment le pH, la température de l'eau, le temps de contact entre le chlore et les précurseurs, la dose de chlore appliquée et le résiduel de chlore après le temps de contact (Singer, 1999).

Au Québec, lorsque des modifications aux installations de purification de l'eau potable d'une municipalité sont envisagées, les concepteurs doivent évaluer la possibilité qu'une filière de traitement proposée puisse rencontrer la norme sur les THM édictée au Règlement sur la Qualité de l'Eau Potable (Gouvernement du Québec 2005). Ce travail s'avère plutôt subjectif puisque aucune procédure standardisée n'est recommandée aux concepteurs. Il existe une méthodologie dans le manuel de méthodes standards (American Public Health Association [APHA], 1998). Cette méthodologie est utilisée pour évaluer en laboratoire la formation des THM. Par contre, cette procédure comporte certaines lacunes. Entre autres, elle ne propose aucune fréquence et durée pour les échantillonnages devant être effectués dans le but de caractériser l'eau brute (avant le traitement). De plus, la méthode standard ne stipule aucune condition d'incubation requise et suggère plutôt la simulation des conditions attendues pour le système à l'étude. Cette façon de faire permet d'obtenir des résultats spécifiques au système à l'étude mais laisse toutefois au concepteur le choix des conditions représentatives (pH, température, dosage de Cl_2) du réseau de distribution qui, elles, varient en fonction du temps de l'année et du mode opératoire du réseau.

Un second test a été recommandé par le comité des technologies de traitement des eaux potables, lequel est formé par des représentants du ministère des Affaires municipales et des Régions (MAMR) et du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP). Cette procédure consiste à faire un essai de

THM simulés en laboratoire mais avec des conditions fixes ($T = 22^{\circ}\text{C}$, concentration de Cl_2 libre résiduel de $0,5 \text{ mg Cl}_2/\text{L}$ après 24h et pH de 7). Par contre, selon l'expérience acquise par les consultants et le laboratoire de la Chaire en Eau Potable, ce test semble dans la plupart des cas surestimer la concentration de THM que l'on retrouve dans le réseau de distribution.

Le problème des THM est fréquent au Québec puisque beaucoup de municipalités s'approvisionnent en eau potable à partir d'une eau de lac dont la concentration en MON (et en précurseurs) est importante. Pour régler un problème de THM, les concepteurs et les intervenants choisissent généralement de réduire la concentration de MON ou encore de changer la nature de la MON avant la chloration. Afin d'y arriver, une filtration assistée chimiquement est une méthode de traitement répandue. Par contre, l'ajout d'une filtration à la filière de traitement est une solution coûteuse et son application est restreinte. Dans certains cas, l'application d'une filière de traitement moins coûteuse mais qui n'inclue pas d'étape de réduction de la MON est alors limitée par le problème de THM. Des filières comme la désinfection UV suivie d'une chloration ($\text{UV}+\text{Cl}_2$) sont relativement peu coûteuses et faciles à exploiter. Cependant, l'identification des endroits où ce type de filière peut être implanté sans dépasser la norme sur les THM est problématique pour les concepteurs et autres intervenants.

Dans le but de résoudre cette problématique, le projet faisant l'objet de ce mémoire consiste en la rédaction d'un guide de vérification du respect des normes sur les sous-produits de désinfection à l'intention des installations désireuses de se soustraire à la filtration assistée chimiquement. Son objectif est de donner les outils nécessaires aux municipalités ainsi qu'aux concepteurs afin d'estimer si une filière composée d'une désinfection UV suivie d'une chloration peut être implantée pour le traitement d'une source sans excéder la norme de THM de $80 \mu\text{g/L}$.

1.2 Organisation du mémoire

Ce mémoire se divise en sept chapitres. Le premier chapitre est l'introduction. Le deuxième chapitre présente une revue de l'état des connaissances sur le domaine.

Une emphase a été mise sur les mécanismes de réaction et les conditions de chloration menant à la formation des THM. Dans le troisième chapitre, les objectifs spécifiques au projet, les hypothèses de travail et la démarche utilisée pour répondre à chacun de ces objectifs sont énoncés. Dans le quatrième chapitre, le matériel utilisé ainsi que les méthodes expérimentales entreprises pour l'atteinte de chacun des objectifs spécifiques sont expliqués en détails. Le chapitre cinq présente l'analyse et la discussion des résultats obtenus. Ce chapitre énonce également les recommandations pour chacun des objectifs spécifiques. Le chapitre six prend la forme d'un protocole qui synthétise les résultats et propose une démarche à suivre afin d'identifier les installations susceptibles de rencontrer la norme sur les THM tout en évitant de recourir à un procédé d'abattement de la matière organique naturelle. Finalement, le dernier chapitre regroupe les principales conclusions et recommandations du projet.

CHAPITRE 2: ÉTAT DES CONNAISSANCES

2.1 Mécanismes de réactions

Les THM sont produits par la réaction du chlore avec des précurseurs que l'on retrouve dans l'eau. Love (1975) a résumé la réaction de la façon suivante.



2.1.2 Chimie de formation

La réaction gouvernant la formation des SPC se nomme réaction haloforme (Rook, 1977). Il existe plus d'une centaine de composés organiques halogénés (TOX) mais seulement 38% de ces derniers sont actuellement identifiés. Les THM forment environ 25% de l'ensemble des TOX (American Water Works Association Research Foundation [AWWARF] and US Environmental Protection Agency [EPA], 2004). Les quatre principales espèces de THM (THM₄) sont le chloroforme, le bromodichlorométhane, le dibromochlorométhane et le bromoforme.

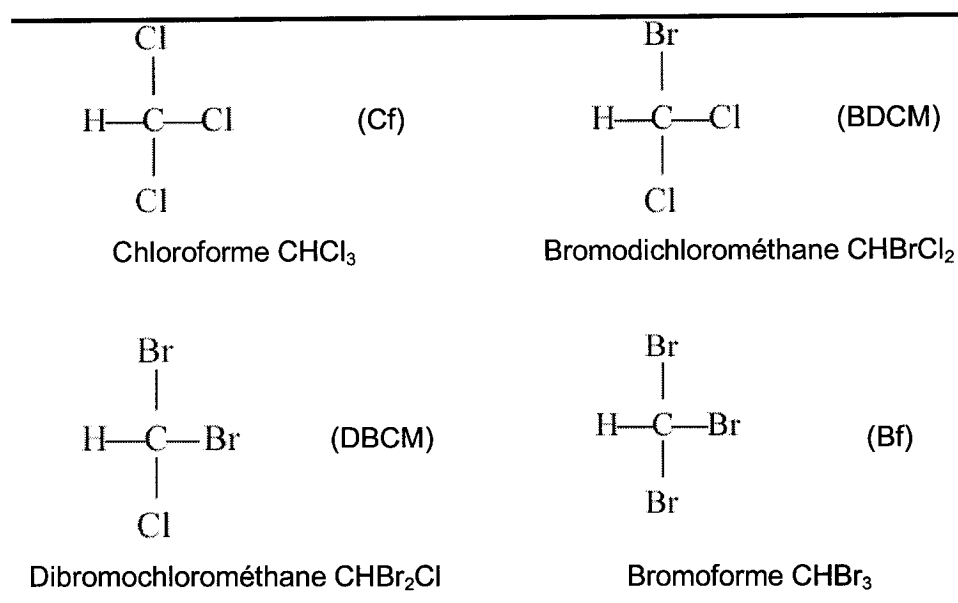


Figure 2-1 : Les principales espèces des THM

L'acide hypochloreux (HOCl) et l'acide hypobromeux (HOBr) sont les sources des espèces électrophiles halogènes. Ils réagissent principalement avec les noyaux aromatiques des substances humiques et avec la partie résorcinol des acides fulviques (Rook, 1977). Lorsque les noyaux aromatiques ont été halogénés (figure 2-2), les molécules se dissocient pour donner les différents SPC.

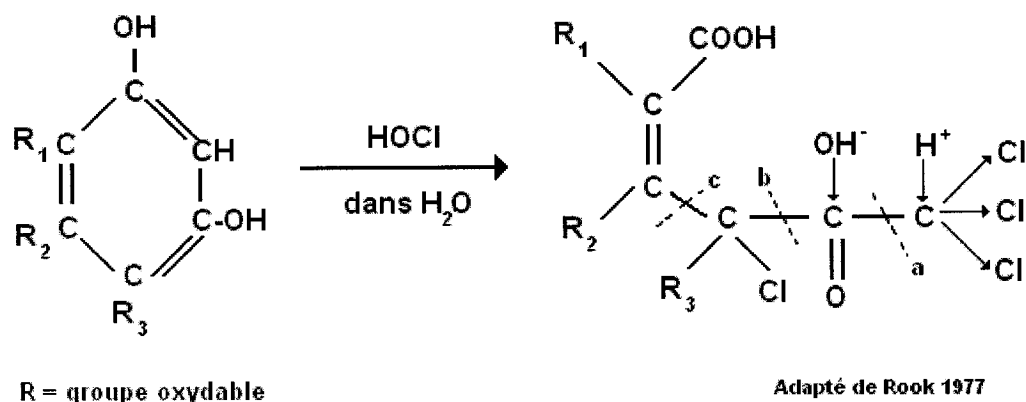


Figure 2-2 : Modèle de réaction du chlore avec les noyaux aromatiques

Une séparation au point (a) donnera du chloroforme. La séparation au point (b) entraînera la formation d'acide trichloracétique (Cl_3CCOOH) ou d'hydrate de chlore ($\text{Cl}_3\text{CCH}(\text{OH})_2$) qui sont des acides haloacétiques. Finalement la séparation au point (c) donnera l'un des halocétone.

2.1.3 Conditions de stabilité

Levi et al. (1994) et Koch et al. (1988) ont étudié la stabilité des THM. Ils ont démontré qu'en l'absence de chlore et avec un pH se maintenant entre 7.5 et 7.7, les THM sont stables durant au moins 7 jours s'ils sont maintenus à une température de 4 °C. Selon ces études, la variabilité était inférieure à 20% de la valeur initiale.

2.1.4 Influence des précurseurs sur la formation des THM

La matière organique naturelle (MON) abiotique évaluée par sa concentration et sa nature représente le principal précurseur des quatre principaux trihalométhanes. On considère les ions bromures comme un second groupe de précurseurs. Le troisième et dernier groupe est celui de la matière organique biotique composée essentiellement des algues planctoniques.

2.1.4.1 Matière organique naturelle

Rook, (1974) a été le premier à démontrer la forte corrélation entre la concentration de MON et celle de chloroforme mesurée dans l'eau chlorée. Depuis, plusieurs chercheurs s'intéressent aux techniques d'évaluation de la concentration des précurseurs dans la MON ainsi que de la nature des ces précurseurs.

2.1.4.1.1 Concentration des précurseurs

L'analyse du carbone organique total (COT) est généralement un bon indicateur de la présence des précurseurs des THM et des autres SPD (Singer, 1999). Il est directement proportionnel à la concentration de MON. Le carbone organique dissous (COD) est aussi utilisé à cet effet. Généralement, la concentration de carbone organique dissous est environ 95% de celle du COT (Sohn et al. 2004). Milot et al. (2000) ont effectué une analyse des données provenant d'une large campagne d'échantillonnage effectuée par le ministère de l'environnement du Québec (MENV) entre 1985 et 1997. Lors de cette étude, les valeurs en COD de 163 installations au Québec ont été compilées. La valeur moyenne obtenue a été de 5.1 mg/L et la valeur médiane de 4.8 mg/L.

Finalement, le potentiel de formation en THM d'une eau peut être évalué par un test de simulation en laboratoire nommé pTHM. Les conditions d'incubation de ce test favorisent la réaction des précurseurs présents dans l'eau avec le chlore. Ce test donne une bonne indication de la concentration des précurseurs. Ce test sera discuté plus longuement à la section 2.4.1.

2.1.4.1.2 Nature des précurseurs

La MON est composée d'une multitude de substances dont des acides humiques et fulviques en plus de composés hydrophobes et hydrophiles. Ce sont les acides humiques qui sont le plus susceptible de former des SPD (Rook, 1977). Rook, (1977) a décrit ces substances comme détentrices de plus de noyaux aromatiques que les acides fulviques. Pour connaître indirectement la proportion en substances humiques

d'une eau, Najm et al. (1994) suggèrent l'analyse de l'absorbance UV à 254nm. Ces auteurs avancent que dans l'analyse de la présence et de la réactivité des précurseurs aux THM dans l'eau, l'absorbance UV est un meilleur indicateur que l'analyse du COT. De plus, l'analyse de l'absorbance UV est plus rapide à effectuer et moins dispendieuse. Aussi, Krasner et al. (1996) ont conclu dans leur étude que le ratio absorbance UV_{254} / COD est une bonne indication du contenu aromatique de la MON et des substances humiques.

En résumé, aussi bien l'absorbance UV seule que le ratio absorbance UV / COD est un bon indice de la réactivité de la MON à former des THM et autres SPD (Singer, 1999). L'équation suivante représente l'absorbance spécifique (SUVA) qui est aussi employée pour décrire le ratio UV / COD.

$$SUVA = \frac{UV * 100}{COD} (L mg^{-1} m^{-1}) \quad \text{Éq.: 2-2}$$

2.1.4.2 Bromures

La rapide oxydation du bromure par l'acide hypochloreux (HOCl) forme de l'acide hypobromeux (HOBr). Les acides hypochloreux et hypobromeux réagissent ensuite avec la MON pour former des SPC (American Water Works Association Research Foundation (AWWARF) and US Environmental Protection Agency (EPA), 2004).



Il a été suggéré par Singer, (1999) que l'acide hypobromeux attaque plus de sites dans les précurseurs que HOCl et que celui-ci réagit avec ces sites plus rapidement que l'acide hypochloreux. Ces résultats ont été confirmés par Amy et al. (1991) qui affirment que le ratio bromure / COT dans l'eau influence la vitesse de formation des THM lorsque des doses élevées de chlore sont utilisées. Par contre, pour des doses de chlore typiquement utilisées dans les installations de purification des eaux,

Rodriguez et al. (2000) affirment que la présence d'ions bromures dans une eau contenant de la MON influence la distribution des espèces de trihalométhanes et non la concentration de THM formés. Par exemple, la chloration d'une eau contenant peu d'ions bromures donne lieu à une proportion de chloroforme plus importante que les autres espèces de THM.

Hormis le Fleuve St-Laurent, les eaux de surface au Québec contiennent peu de bromure sauf si elles sont contaminées par un rejet industriel ou d'agricole. Les sources d'ions bromures naturels proviennent généralement d'une intrusion d'eau de mer ou encore par le passage de l'eau au travers d'anciens dépôts marins (American Public Health Association [APHA], 1998).

2.1.4.3 La matière organique naturelle d'origine biotique

Hoehn et al. (1980) ont observé que les algues ainsi que leurs produits extracellulaires conduisent à la formation de chloroforme après leur réaction avec le chlore. En plus du COT que leurs biomasses contiennent, les algues libèrent des précurseurs durant leur cycle de vie (Nguyen et al. 2005). La croissance des algues est tributaire de plusieurs facteurs dont la présence de phosphore qui peut être apporté par un affluent ou encore être relargué par les sédiments présents dans le fond du lac. Ensuite, l'oxygène dissous, la température ainsi que les fluctuations de la population de zooplancton participent à l'écosystème et donc à la production de COT (Canale et al. 1997).

2.1.5 Variations saisonnières et ponctuelles des précurseurs

Selon Rodriguez et al. (2003), la concentration et la nature des précurseurs de la MON varient en fonction des saisons. Par contre, certains auteurs dont Summers et al. (1996) ont relevé des résultats divergeant. Les sources d'eau utilisées pour ces études peuvent expliquer les différents résultats. Au Québec, la particularité du climat et la diversité saisonnière de la flore suggèrent une variation dans la nature des précurseurs (Rodriguez et al. 2004).

La variation de la nature et la concentration des précurseurs sont susceptibles d'entraîner une variation dans la concentration en THM. Généralement les concentrations de THM sont élevées pendant au printemps, à l'été et à l'automne et sont plus faibles en hiver (Rodriguez et al. 2003). Selon cet auteur, l'explication de ce phénomène repose sur plusieurs facteurs. Tout d'abord, les températures des eaux potables sont de l'ordre de 1°C en hiver. De plus, le couvert de glace qui se forme sur les lacs et quelques rivières empêche la matière organique d'atteindre les prises d'eau. Au printemps, avec la fonte du couvert de glace, un supplément de matières organiques s'introduit dans l'écosystème. De plus, l'augmentation soudaine de température de l'eau suite au renversement nécessite l'application de doses de chlore plus importantes pour permettre de maintenir un résiduel de chlore et une désinfection adéquate. Comme les températures chaudes se poursuivent durant tout l'été, les doses de chlore appliquées demeurent élevées entraînant ainsi une plus grande formation de THM. À l'automne, l'eau est toujours relativement chaude et le rapide déclin de la végétation apporte un surplus de MON et de précurseurs à la formation de THM (Rodriguez et al. 2003).

Ces changements saisonniers ne se produisent pas toujours au même moment ni avec la même intensité. C'est pourquoi Rodriguez et al. (2004) soutiennent que la capacité d'un réseau à satisfaire la réglementation dépend non seulement de la saison à laquelle les échantillons de THM sont prélevés, mais aussi des dates auxquelles ces derniers sont prélevés. Cela est particulièrement vrai pour les saisons intermédiaires (printemps et automne), lorsque les conditions de l'eau brute changent rapidement. Toujours selon ces auteurs, les variations dans les concentrations des THM ne sont pas seulement dues à la variation des précurseurs mais aussi à la variation des conditions de chloration de l'eau.

2.2 Influence des conditions de chloration

2.2.1 Température

Il est bien connu que la température est un facteur clé dans la formation des THM. Selon Summers et al. (1996), l'explication de ce phénomène découle du fait que la réaction halogène de l'acide hypochloreux est grandement dépendante de la température. Ces auteurs ont observé des augmentations de 2 à 4 fois la concentration de chloroforme en faisant varier la température de 10 à 30 °C. Stevens et al. (1976) ont obtenu des résultats similaires en faisant varier la température de 3 à 25 puis à 40°C pour des essais sur 96h à un pH de 7.

La température peut aussi influencer le ratio des espèces de THM. Par contre, pour des longs temps de contact (>24h), Summers et al. (1996) ont remarqués que l'augmentation de la température n'a pas beaucoup d'effet sur la concentration des espèces bromées des THM. Ces auteurs justifient cette observation par la rapidité de formation des espèces bromées des THM, même à basse température. Donc, pour un temps d'incubation de 24h, la plupart des espèces bromées de THM sont déjà formées. L'augmentation des TTHM observée dans les deux études mentionnées plus haut peut être due à l'augmentation de l'espèce non bromée de THM (chloroforme).

2.2.2 Temps de contact avec le chlore

2.2.2.1 Cinétique de réaction

La réaction de formation des THM est très rapide durant les premières heures de contact avec le chlore puis sa magnitude ralentit progressivement. Selon Sohn et al. (2004), il est possible de décrire cette réaction selon deux phases distinctes. Les deux phases peuvent être exprimées par deux réactions parallèles du pseudo premier ordre. La première phase, d'environ dix heures selon le modèle, décrit une réaction rapide, alors que la seconde, une réaction lente :

$$[TTHM] = [Cl_2] \left\{ A_{TTHM} (1 - \exp(-k_1 t)) + B_{TTHM} (1 - \exp(-k_2 t)) \right\} \quad \text{Éq.: 2-5}$$

$[Cl_2]$ représente la concentration en chlore libre dans l'échantillon. Les paramètres expérimentaux A_{TTHM} et B_{TTHM} représentent respectivement les taux de formation de THM pour les sites de réaction rapide et les sites de réaction lente. Les coefficients k_1 et k_2 sont des coefficients cinétiques d'ordre 1. La courbe suivante est adaptée de Sohn et al. 2004) :

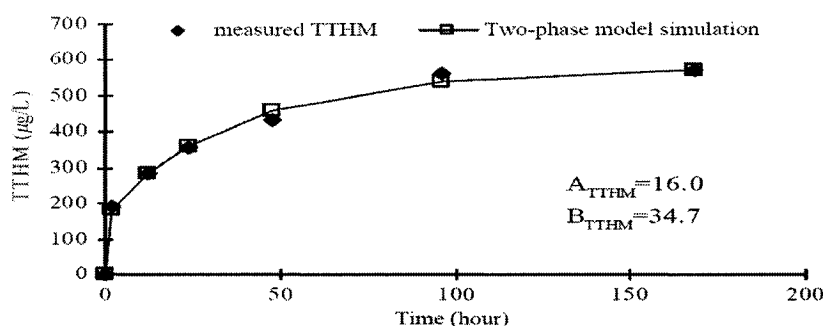


Figure 2-3 : Cinétique de formation des THM
Adaptée de Sohn et al. 2004)

Pour une base de données regroupant les expériences réalisées de 1987 à 1998 par l'EPA (N=788), ce modèle présente un excellent coefficient de corrélation de 0.92. Il est important de constater qu'un plateau de formation est atteint après un certain temps. C'est le taux de consommation du chlore qui dicte le temps d'atteinte du plateau. Comme ce taux varie en fonction de la qualité de l'eau et de plusieurs paramètres d'incubation, le modèle est spécifique à chaque type d'eau et conditions d'incubation. Néanmoins, des études réalisées par Summers et al. (1996) et Krasner (1992) sur des eaux de surfaces rapportent qu'environ 75% des THM ont été formés après 24 heures de réaction.

La présence de deux vitesses de formation des THM s'explique par le fait que la MON contient une variété de substances inconnues qui ont chacune leurs propres cinétiques de réaction. Aussi, il a été suggéré par Summers et al. (1996) que les espèces

bromées des THM sont formées rapidement comparativement au chloroforme car la réaction de l'acide hypobromeux est très rapide. Finalement, approximer la formation des THM par deux taux est une simplification mathématique. S'il était possible d'identifier toutes les vitesses des réactions des substances organiques et inorganiques d'une eau, il serait alors possible d'ajouter des termes à l'équation 2-5 et ainsi d'augmenter la précision du modèle.

2.2.2.2 Concentration résiduelle de chlore

Il y aura production de THM tant qu'il y aura un résiduel de chlore dans l'eau et des précurseurs pour réagir avec ce chlore. De plus, la magnitude de la concentration résiduelle de chlore augmente le rythme de formation des THM (Summers et al. 1996). Par contre, Adin et al. (1991) a remarqué un phénomène intéressant. Pour une dose de chlore fixe et une augmentation de la concentration de COD, la concentration de THM diminue lorsque le chlore est complètement consommé. Ce phénomène est dû au fait qu'avec un ratio Cl_2 / COD bas, les composés intermédiaires de la chloration ne sont pas nécessairement transformés en THM.

2.2.2.3 Temps de séjour en réseau

Le temps de séjour est calculé en divisant la longueur de la conduite à partir de l'usine jusqu'au point d'échantillonnage par la vitesse d'écoulement dans les conduites. Ce temps de séjour fluctue selon l'heure de la journée car c'est la demande en eau qui régit la vitesse d'écoulement dans les conduites. Or, la demande en eau varie constamment. Elle change aussi de façon importante selon la saison (Rodriguez et al. 2004). Pour cette raison, il est difficile de connaître le temps réel de séjour de l'eau dans le réseau de distribution. Si l'échantillonnage est toujours effectué au même point, la concentration de THM fluctuera d'un échantillonnage à l'autre en fonction de l'heure de la journée. La figure suivante, tirée de Elshorbagy et al. (2000) illustre la variation entre deux points d'un réseau de distribution desservant 500 000 personnes. Les points sont les THM4 (○ CF, ▲ BDCM, □ DBCM, ◆ BF) et les lignes sont les prédictions effectuées par un modèle expérimental (non expliqué).

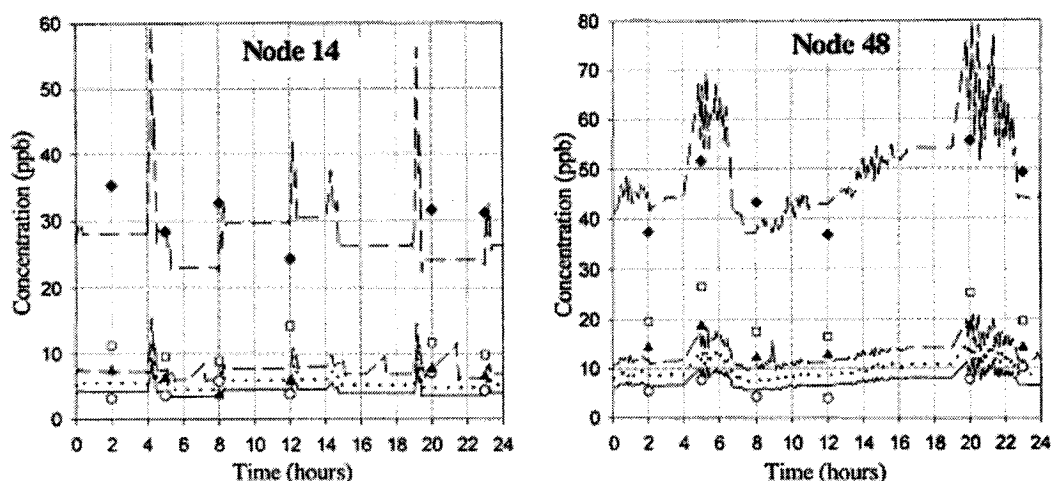


Figure 2-4 : Variabilité des THM4 en réseau en fonction de l'heure de la journée
Tiré de Elshorbagy et al. (2000)

Aussi, dans le cas où un résiduel de chlore est présent à deux ou plusieurs points d'échantillonnage d'un réseau, il est possible d'affirmer que la réaction entre les précurseurs et le chlore n'est pas terminée. Conséquemment, si on échantillonne au même moment plusieurs points d'un réseau, la concentration de THM sera différente d'un point à l'autre puisque ces points ne seront pas à une même distance de l'usine de traitement. Ils auront donc des temps de séjours différents.

Point d'échantillonnage

Au Québec, le *règlement sur la qualité de l'eau potable du Québec* (RQEPQ) stipule que le point d'échantillonnage doit être situé à l'extrémité du réseau. Pour certains réseaux, le temps de séjour minimal de ce point sera supérieur au temps requis pour l'atteinte du plateau de formation des TTHM. La variation du temps de rétention journalier n'aura alors qu'un effet minime sur la concentration maximale. Par contre, pour d'autres réseaux, particulièrement pour les petits réseaux, il se peut que le temps de séjours au point réglementaire soit inférieur au temps requis pour l'atteinte du plateau.

Logiciels de simulation

Pour évaluer le temps de séjour en réseau, des logiciels de simulation hydraulique comme EPANet ou Qualnet sont disponibles. Ces logiciels fonctionnent par maillage et calculent les temps de séjours en réseau en fonction de la demande en eau créée par les usagers.

2.2.3 Effets du réseau

Certains sous-produits sont instables en réseau. C'est le cas des AHA qui subissent une biodégradation (Baribeau et al. 2001). Par contre, les THM sont stables et tendent à croître avec l'augmentation du temps de rétention. Dans le système de distribution, les caractéristiques de l'eau varient selon le temps et l'emplacement. Les variations des paramètres importants dans la formation des THM comme le temps de séjour ou le résiduel de chlore influencent la concentration de THM (Baribeau, 1995 et Baribeau et al. 2001).

2.2.3.1 Mélange de l'eau en réseau

Lorsque l'eau passe du point A au point B, le temps de séjour en réseau sera influencé par le chemin qu'empruntera l'eau. Les logiciels de simulation hydraulique permettant d'évaluer le temps de séjour calculeront simplement l'âge de l'eau en faisant une moyenne de l'âge en fonction du ratio des débits provenant des différents chemins. Par exemple, si 60% de l'eau qui arrive au point B parcourt le chemin court en 8 h et que 40% de l'eau se rend par le chemin long en 16h, le temps de séjour sera calculé comme suit.

$$0.6 * 8h + 0.4 * 16h = 10h$$

Éq.: 2-6

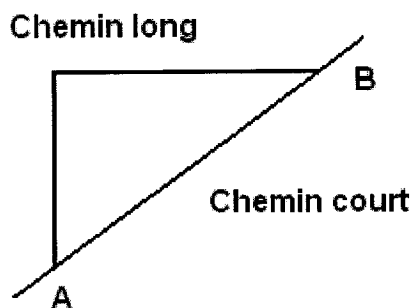


Figure 2-5 : Extrait d'un réseau théorique

Néanmoins, comme la cinétique de réaction des THM n'est pas linéaire, le mélange de ces deux eaux ne pourra s'évaluer selon le même principe. Puisque la réaction rapide demeure incomplète dans 60% de la masse d'eau, les résultats en THM seront normalement inférieurs à une eau qui a réagit avec du chlore pendant 10h. Le logiciel de simulation utilisé par l'Agence de Protection Environnementale américaine (EPANet) ne permet pas de suivre l'évolution des THM suite au mélange des eaux en réseau. Boccelli Dominic L. et al. (2003) a ajouté que la concentration de chlore résiduelle est différente dépendamment du chemin parcouru. Le mélange de l'eau au point B entraîne une augmentation du chlore (rechloration) pour l'eau contenue dans la branche ayant un plus long temps de séjour et donc une plus faible concentration en chlore. La cinétique de formation des THM sera alors modifiée.

2.2.3.2 Effets des conduites

Selon Baribeau et al. (2001), le chlore est consommé par le biofilm se formant dans les conduites et par les sous-produits de corrosions reliés à la surface des conduites de fonte et d'acier. Pour de petites conduites en fer ($\Phi < 150$ mm, 6 pouces), ces auteurs ont observé que le taux de dégradation du chlore est principalement dû à la formation de sous-produits du fer. Pour le même type de conduite, Rossman et al. (2001) ont remarqué que la consommation du chlore était un ordre de grandeur plus grande comparativement à l'eau chlorée en bouteilles de verre. Les mêmes auteurs soutiennent que la matière organique contenue dans les biofilms et les tubercules de fer des conduites contient des précurseurs aux trihalométhanes.

Dans le cas d'une conduite principale en béton pré-contraint, aucun sous-produit ferreux n'est formé (Baribeau et al. 2001). Dans ce cas, seule la réaction avec le biofilm aura lieu.

2.2.3.3 Conditions hydrauliques

Des conditions hydrauliques transitoires dans un point du réseau peuvent être une source d'interférences lors d'un échantillonnage. Baribeau et al. (2001) ont choisi minutieusement les points et le temps d'échantillonnages pour éviter de le faire lors d'un évènement inopportun, comme par exemple lors de l'inversion de l'écoulement, lors d'une pression négative transitoire ou lors d'une turbulence créée par la manipulation d'une valve. Aussi, il est bien connu que la présence d'un ou de plusieurs réservoirs sur le réseau peut entraîner des variations importantes de qualité. En effet, selon la séquence d'opération de ce dernier, l'eau aura un temps de séjour plus ou moins important.

2.2.4 Acidité de l'eau (pH)

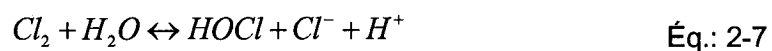
Le pH est une variable importante dans la formation des THM. Plusieurs auteurs Krasner et al. (1989) et Singer, (1999) s'entendent pour dire que la réaction de formation des THM est favorisée lorsque le pH est augmenté. Ce mécanisme n'est cependant pas très bien connu à ce jour, bien que Summers et al. (1996) suggèrent que le phénomène provient de l'hydrolyse de certains sites de la MON par du OCl^- . Ces sites ne seraient pas touchés par le HOCl .

2.2.5 Réaction du chlore

2.2.5.1 Rappel de chimie du chlore

2.2.5.1.1 Dissociation du chlore dans l'eau

Lorsqu'injecté dans l'eau, le chlore gazeux se décompose selon la réaction suivante :



La constante d'équilibre de cette réaction varie de $1.5 \times 10^{-4} \text{ mole}^2/\text{L}^2$ à 0°C jusqu'à $4.5 \times 10^{-4} \text{ mole}^2/\text{L}^2$ à 25°C selon (Doré, 1989).

L'acide hypochloreux résultant de la dissociation du chlore gazeux se transforme ensuite dans l'eau de la façon suivante.



La constante d'équilibre de cette réaction varie de $1.5 \times 10^{-8} \text{ mole}^2/\text{L}^2$ à 0°C jusqu'à $2.9 \times 10^{-8} \text{ mole}^2/\text{L}^2$ à 25°C (Doré, 1989).

Le pH influence fortement ces deux réactions. Voici un schéma de dissociation du chlore dans l'eau en fonction du pH.

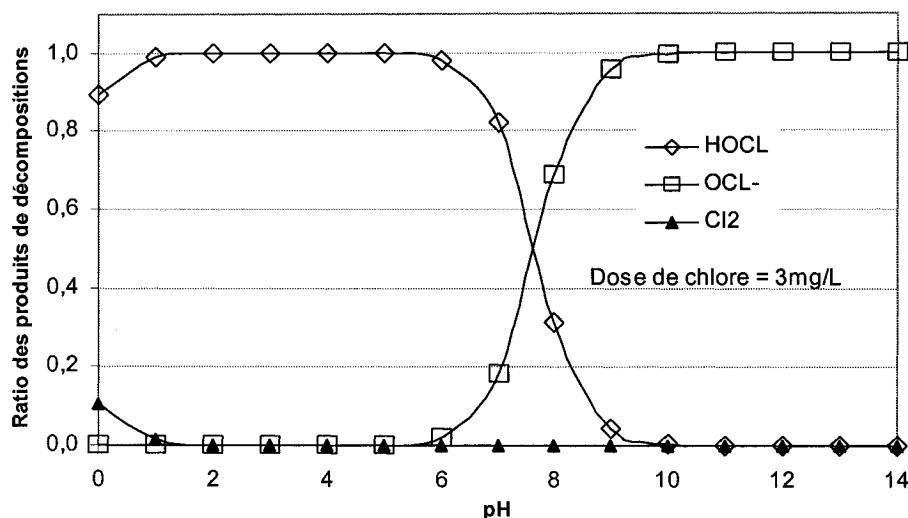
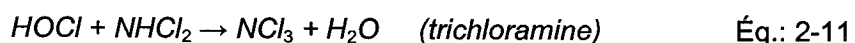
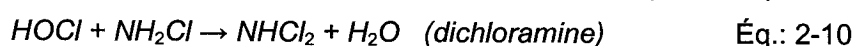
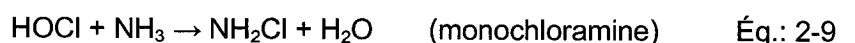


Figure 2-6 : Dissociation du chlore dans l'eau en fonction du pH

2.2.5.1.2 Présence d'azote ammoniacal

En présence d'azote ammoniacal (NH_3), le chlore réagira de la façon suivante pour former des chloramines minérales ou inorganiques:



La spéciation des trois espèces de chloramines dépend du pH, de la température, du temps de contact et du ratio $\text{Cl}_2 / \text{NH}_3$ (Hammer et al. 1996). Les chloramines ne participent pas à la formation des THM (Koch et al. 1988).

Lors de l'ajout de chlore, la monochloramine est l'espèce majoritaire jusqu'au point 1 (voir figure 2-7). Ensuite, la dichloramine apparaît et l'on observe une diminution du chlore total résiduel jusqu'au point de rupture.

L'ajout de chlore en excès de ce point produit du chlore résiduel libre (acide hypochloreux et ions OCl^-). Le ratio massique théorique est de 7.6 grammes de chlore pour chaque gramme d'ammoniac. « *Le point de rupture est unique pour chaque eau testée étant donné qu'il dépend de la concentration d'azote ammoniacal qui y est présente.* » (Hammer et al. 1996)

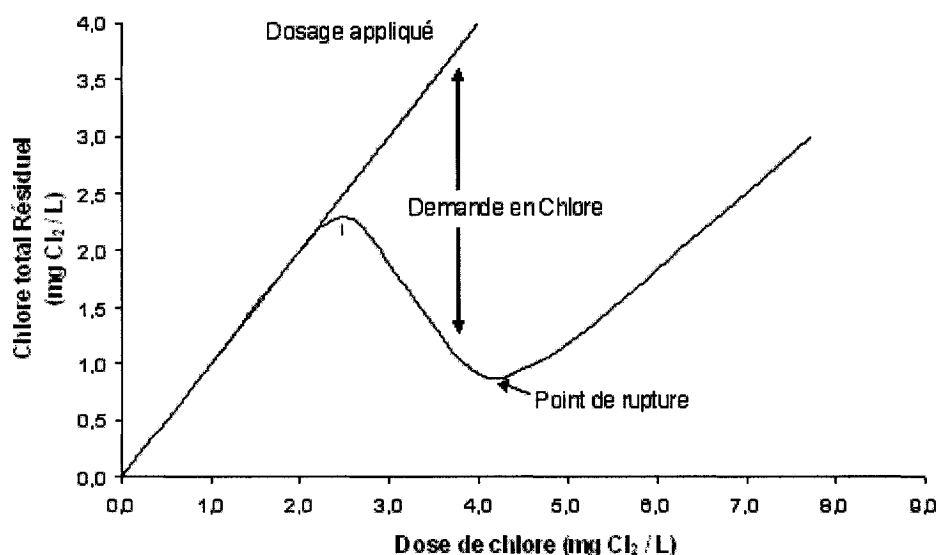


Figure 2-7: Chloration de l'eau en présence d'ammoniac

Adaptée de Hammer et al. (1996)

2.2.5.1.3 Demande en chlore

La demande en chlore est égale à la concentration de chlore consommée après un temps de contact donné. Elle s'obtient en soustrayant à la dose de chlore appliquée de la valeur résiduelle de chlore (C_r) mesurée à un temps donné (t). La dose de chlore est la concentration de chlore ajoutée à l'eau au temps $= t_0$.

$$DCl_2 = Dose - C_r$$

Éq.: 2-12

Demande immédiate

La demande immédiate est principalement due à la présence d'azote ammoniacal (Hammer et al. 1996). La réaction du chlore avec l'azote ammoniacal est très rapide, particulièrement en eaux chaudes. La concentration initiale dénotée C_0 peut être évaluée quelques minutes après l'injection de Cl_2 .

2.2.5.1.4 Décroissance du chlore

En milieu aqueux, le chlore oxyde la MON et d'autres composés pour former des SPC (American Water Works Association Research Foundation [AWWARF] and US Environmental Protection Agency [EPA], 2004). Plusieurs modèles cinétiques décrivant la décroissance du chlore sont proposés. Le tableau suivant a été adapté de Powell et al. (2000) et résume les modèles les plus utilisés lorsque le chlore est le seul désinfectant.

Tableau 2-1 : Équations de dégradation du chlore

Classification	Expression	Équation	Notes
Premier ordre	$C = C_o e^{-k_b t}$	Éq. : 1-13	Modèle le plus simple et le plus utilisé
Premier ordre limité	$C = C^* + (C_o - C^*)e^{-k_b t}$	Éq. : 1-14	Équation du premier ordre avec un résiduel maximum après un temps t.
Premier ordre en parallèle	$C = C_o z e^{-k_{b \text{ rapide}} t} + C_o (1 - z) e^{-k_{b \text{ lent}} t}$	Éq. : 1-15	Considère deux réactions distinctes ayant cours au même moment.
Second ordre	$C = \frac{C_o}{1 + C_o K'_b t}$	Éq. : 1-16	Prédit la demande initiale et ensuite une décroissance du premier ordre.
Ordre n	$C = \left[k_b'' t (n-1) + C_o^{-(n-1)} \right]^{-\frac{1}{n-1}}$	Éq. : 1-17	

Les valeurs des coefficients cinétiques (k) sont propres à chaque type d'eau et diffèrent grandement en fonction de la température. C* et z sont des paramètres ajustés en fonction des résultats obtenues expérimentalement. Les auteurs ont conclu que même si les modèles plus complexes prédisent mieux les résultats que celui du premier ordre, leur complexité ne justifie pas leur usage si l'on considère les gains de performance obtenus.

2.3 Techniques de contrôle

Les techniques de contrôles des THM en réseau se basent sur l'enlèvement des précurseurs avant la chloration, l'utilisation d'un autre oxydant ou encore sur l'enlèvement des THM après leur formation (Love 1975). Ces trois approches seront présentées successivement aux prochains paragraphes.

2.3.1 Enlèvement des précurseurs

Les traitements préalables à la chloration peuvent influencer grandement son potentiel de formation de THM. Plusieurs traitements sont utilisés couramment en réponse à cet objectif. Bien souvent, une filière de traitement qui comporte une coagulation, une floculation et une décantation s'avère suffisamment efficace pour enrayer un problème de THM (Singer, 1999). L'adsorption sur charbon actif peut aussi être utilisée à cette fin. Généralement, ces deux types de filières permettent également de répondre à d'autres objectifs de traitement. D'autres procédés, moins communs et qui ne seront pas traités dans cet ouvrage peuvent aussi être employés pour l'enlèvement des précurseurs. Il s'agit des membranes, de l'adoucissement par précipitation et des résines d'échanges d'ions (American Water Works Association (AWWA) and American Society of Civil Engineers (ASCE), 2004).

2.3.1.1 Coagulation- décantation

L'enlèvement du COT par coagulation et décantation dépend de la concentration et de la nature du COT de la source. Il dépend aussi du pH de coagulation et de la concentration de coagulant ajoutée (Edwards, 1997) et Tseng et al. 1999). Ces quatre paramètres sont expliqués dans les lignes qui suivent.

2.3.1.1.1 Influence de la concentration et de la nature de COT

Généralement, les sources d'eau ayant peu de COT sont plus difficiles à coaguler (McGuire et al. 2002). Pour cette raison, le United States Environmental Protection Agency (USEPA) (1998) stipule que les sources ayant une concentration inférieure à 2 mg/L de COT peuvent éviter de faire de la coagulation avancée au États-Unis. Dans

une étude sur la nature du COD en eau souterraine, Amy et al. (1992) a trouvé que les acides fulviques présentent une plus haute acidité carboxylique (une plus grande charge) sont plus difficiles à coaguler par neutralisation de charge que les acides humiques qui ont une charge plus faible. Aussi, plus l'eau à traiter est alcaline, plus sa coagulation sera difficile (McGuire et al. 2002).

2.3.1.1.2 Influence du pH et de la dose de coagulant

Le pH optimal pour l'enlèvement du COT varie selon le coagulant utilisé. Childress et al. (1999) a observé que dans le cas de l'utilisation du chlorure ferrique comme coagulant et à un pH de 5.5, l'enlèvement des précurseurs des THM est significativement rehaussé par rapport à un pH ambiant. Les mêmes auteurs ont remarqué que l'enlèvement des précurseurs de THM suit une relation proportionnelle à la concentration de coagulant ajoutée. Généralement, l'alcalinité d'une eau influence fortement la concentration de coagulant ajoutée (McGuire et al. 2002).

2.3.1.2 Adsorption des précurseurs sur charbon activé

Selon la réglementation américaine (United States Environmental Protection Agency (USEPA)1998), l'adsorption des précurseurs sur charbon actif granulaire est une technologie éprouvée pour la réduction du COT et, par extension, des THM. La MON est un mélange de plusieurs composés qui ont un degré différent d'affinité avec le charbon actif. L'efficacité de l'adsorption dépend donc de la nature de la MON. Par exemple, Amy et al. (1992) soutiennent que certaines sources d'eau sont inappropriées au traitement par adsorption car elles contiennent des composés ayant de grandes chaînes moléculaires. Ces larges molécules ne peuvent entrer dans les pores du charbon. On peut mesurer l'efficacité de l'adsorption sur charbon actif granulaire (CAG) ou en poudre (CAP) par la baisse de COT en fonction du volume d'eau filtrée. La figure 2-8 représente la cinétique d'enlèvement du COT par le charbon. La courbe est approximée par une relation logarithmique.

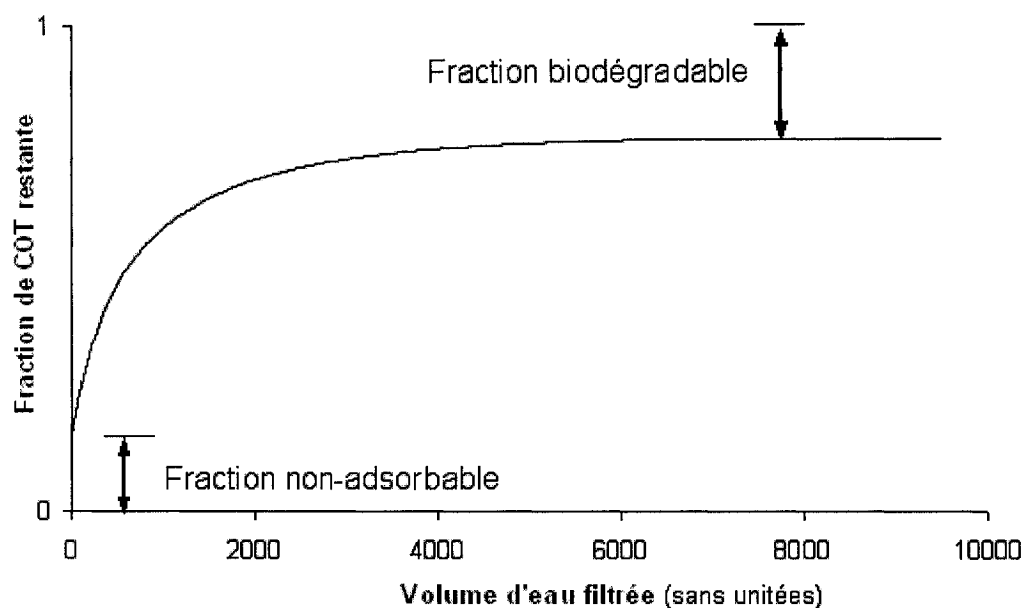


Figure 2-8 : Rythme d'enlèvement du COT par le charbon actif
Adaptée de Singer, 1999)

Outre l'efficacité d'adsorption, le volume d'eau filtré entre chaque régénération de CAG est un facteur déterminant dans le choix de cette technologie. Dans le cas de l'utilisation du CAP, la quantité utilisée pour atteindre les résultats escomptés est directement liée aux coûts d'opération et est donc primordiale.

2.3.1.2.1 Filtration biologique

L'utilisation d'un filtre à charbon actif en mode saturation se nomme filtration biologique. Généralement, une ozonation précède la filtration biologique. L'ozonation d'une eau naturelle contenant de la MON produit des sous-produits biodégradables comme des acides organiques, des aldéhydes et des kétoacides (Siddiqui et al. 1997). Ces produits sont une source de carbone pour les bactéries croissant dans le filtre, ce qui accroît l'efficacité de la filtration biologique. La synergie de la combinaison de l'ozonation suivie d'une filtration donne les avantages suivants (Singer, 1999):

- La dégradation biologique des précurseurs de SPC et des sous-produits d'ozonation.
- La réduction de la concentration de la MON résulte en une plus faible demande en chlore.
- La réduction du carbone biodégradable qui, s'il n'était pas enlevé dans le filtre, serait envoyé dans le réseau et favoriserait la croissance bactérienne.

2.3.2 Utilisation d'un autre désinfectant

Le bioxyde de chlore et l'ozone sont deux désinfectants pouvant être utilisés comme alternative au chlore à titre de désinfectant primaire. La présence de chlorite (ClO_2^-) et de chlorate (ClO_3^-) formée par la dégradation du bioxyde de chlore dans l'eau limite l'utilisation de ce désinfectant à une dose maximale d'environ 1,0 mg/L (Gouvernement du Québec 2005). L'ozone est un meilleur oxydant que le chlore et le bioxyde de chlore. Il est donc grandement favorisé comme désinfectant alternatif (American Water Works Association [AWWA] and American Society of Civil Engineers [ASCE], 2004). Bien que l'ozone soit un très bon oxydant, il est impossible d'en garder un résiduel dans le réseau de distribution. C'est pourquoi un désinfectant secondaire (le chlore ou les chloramines), doit alors être utilisé.

2.3.2.1 Ozonation

Depuis la fin des années 1970, nous savons que l'ozone peut détruire plusieurs des précurseurs des THM (Umphres et al. 1979). Les premières études ont aussi démontré que la demande en chlore est réduite après l'ozonation de l'eau. Les plus importantes baisses dans la production des THM s'obtiennent après une chloration à pH faible (Brunet et al. 1980). L'effet de l'ozone semble moins important à pH neutre (variant de 7.0 à 7.5). Par contre, à un pH élevé, l'ozonation peut créer de nouveaux sites précurseurs, ce qui entraîne la formation accrue de THM (Singer, 1999). Une grande concentration de bicarbonate augmente l'efficacité de l'ozonation. Cet effet est dû, en partie, au fait que le bicarbonate consomme les radicaux hydroxyles et par le fait même favorise l'action moléculaire de l'ozone (Singer, 1999). Pour une eau ayant un pH

neutre et un niveau modéré d'alcalinité, le potentiel de formation de THM (pTHM) diminue généralement de 5 à 20% pour des doses d'ozone typiquement utilisées dans les applications de traitement d'eau potable (Singer, 1999).

L'action de l'ozone sur la MON a lieu principalement au niveau des liaisons carbone – carbone (C=C) (Chang et al. 2002) Ces liaisons sont présentes dans les noyaux aromatiques des structures humiques. Les mêmes auteurs ont remarqué une forte diminution du nombre de ces liaisons après une ozonation. La baisse de l'absorbance UV est un indice de cette diminution. Toujours selon ces auteurs, l'ozonation n'enlève pas la MON ce qui implique que la concentration de COT reste sensiblement la même. Cependant, le rapport SUVA est alors abaissé. Les caractéristiques de la MON ainsi changée, l'eau ozonée perd de sa réactivité avec le chlore et la concentration de THM produite sera moindre.

Beaucoup d'installations de traitement des eaux effectuent l'ozonation en vue de réduire la couleur de l'eau. D'après Guay C. et al. (2005), l'aspect esthétique du traitement a amené à utiliser des doses d'ozone avoisinant 1 mg O₃ / mg COT à la ville de St-Jean Port-Joly (QC). Dans ce cas particulier, l'utilisation de monochloramines a été privilégiée comme désinfectant secondaire pour le contrôle des SPD.

2.3.3 Enlèvement des THM après leur formation.

La réduction ou l'enlèvement des TTHM n'ont pas été les façons les plus populaires de contrôler les SPD (Tarquin et al. 2005). Toutefois, deux technologies ont obtenu du succès dans la réduction du contenu en TTHM d'une eau. Ces technologies sont l'adsorption sur charbon activé et l'aération.

2.3.3.1 Adsorption des THM sur charbon activé

L'utilisation de filtres à charbon actif aux points d'utilisations dans le but d'enlever des THM et AHA est possible. Xie (2005) a obtenu de 41% à 98% de réduction de THM

avec l'utilisation de filtres à charbon actif domestiques et commerciaux. Les résultats de cette recherche sont exprimés au tableau suivant :

Tableau 2-2 : Efficacité moyenne d'enlèvement de six filtres à charbon actifs communs.

Adapté de Xie (2005)

Marques et modèles	Capacité hydraulique (L)	Réduction des TTHM (%)	Réduction des AHA (%)
Pur FM-4500L	380	97	80
Brita 42202	380	98	89
Culligan FM-5	760	91	65
Waterpik F-7	760	62	41
Culligan undersink	1900	41	42
eSpring	1900	98	85

L'efficacité d'enlèvement des TTHM dépend de la force et de la surface hydrophobique du matériel adsorbant (Nakamura et al. 2001). Toujours selon ces auteurs, c'est ce qui explique que les composés bromés des THM sont plus faciles à adsorber que les composés chlorés. Les trihalométhanes bromés ont une plus grande polarité et par conséquent une plus grande affinité avec les filtres à charbons actifs.

2.3.3.2 Aération

Les procédés d'aération sont utilisés pour augmenter la qualité d'une eau depuis les premiers balbutiements du traitement des eaux (American Water Works Association (AWWA) and American Society of Civil Engineers (ASCE), 2004). Lors de ce procédé, de l'air et de l'eau sont mis en contact pour transférer les substances volatiles de l'eau vers l'air ou l'inverse. La désorption ou le stripping des THM ou autres composés chimiques volatiles (COV) est considéré par l'USEPA comme l'une des meilleures technologies disponibles.

Le mécanisme de désorption qui résulte du transfert des composés volatiles de leur phase dissoute à leur phase gazeuse dans l'air fait intervenir la loi d'Henry. La loi d'Henry relie la concentration d'un gaz dans un liquide à la pression partielle de ce gaz

dans l'atmosphère (Nicholson et al. 1984). Les constantes de cette loi pour les quatre principaux THM sont exprimées au tableau suivant :

Tableau 2-3 : Pression de vapeur et constantes d'Henry des quatre principaux THM

Ces constantes sont tirées de l'outil de calcul en ligne de l'EPA en date du 13 février 2006 <http://www.epa.gov/athens/learn2model/part-two/onsite/esthenry.htm>

Composés	Pression de vapeur (atmosphère)	Constante de Henry Méthode Osver (Atm-m ³ /mole à 20°C)
Chloroforme	164	0.00295
Bromodichloromethane	69.1	0.00124
Dibromochloromethane	35.7	0.000642
Bromoforme	21.5	0.000388

De ce tableau, il est possible de constater l'extrême volatilité du chloroforme. Or il constitue souvent la principale fraction des THM d'une eau de surface, particulièrement dans les eaux contenant peu de bromures (Milot et al. 2000). Différentes technologies sont disponibles pour effectuer le stripping, entre autre, American Water Works Association (AWWA) and American Society of Civil Engineers (ASCE) (2004) proposent des jets d'air, des cascades, des cônes ou des colonnes d'aération comme procédés d'aération.

Le point de traitement de cette méthode peut varier. Par exemple, l'implantation d'une cascade à l'usine de traitement a réduit de 53% à 70% les TTHM présent dans une eau (Thacker et al. 2002). Aussi, la présence d'un réservoir à un point donné du réseau peut constituer un endroit stratégique pour implanter un système d'injection d'air. Tarquin et al. 2005) ont obtenu un rendement supérieur à 90% en transformant un réservoir en colonne d'aération.

2.4 Revue des techniques de simulation

Les techniques de simulation sont des essais en laboratoire permettant de caractériser une eau. Ces techniques permettent de comparer des filières de traitement et de limiter l'échantillonnage sur le terrain. Différents tests, tels que les pTHM, les THM-SDS ou les THM-UFC ont été développés dans le but de standardiser les conditions de formation de THM et d'atteindre différents objectifs. Ces méthodes standardisées sont présentées dans les prochaines sections.

2.4.1 Potentiel de formation (pTHM)

Les conditions de réaction de ce test favorisent au maximum la formation des THM. Ce test est généralement utilisé pour mesurer les précurseurs à la formation des SPC à un endroit précis de la filière de traitement. Dans ce cas, il sert à mesurer l'efficacité d'enlèvement des précurseurs. Cependant, il peut aussi être effectué sur des eaux provenant du réseau de distribution.

Selon la méthode 5710 B du manuel de méthodes standards American Public Health Association (APHA), (1998), le pTHM est la différence entre la concentration finale de TTHM après une période de réaction à des conditions définies et la concentration initiale de TTHM à l'endroit où l'échantillon a été prélevé. Advenant le cas où l'eau échantillonnée n'a pas encore été en contact avec du chlore, la présomption que la concentration de TTHM initiale égale zéro est valide. Les conditions de réaction du test sont les suivantes :

- Période d'incubation : 7 jours
- Résiduel de chlore à la fin de la période d'incubation : inférieur à 5 mg/L mais supérieur à 3 mg/L.
- Température d'incubation : $25 \pm 0.2^{\circ}\text{C}$
- pH contrôlé à 7.0 ± 0.2 avec une solution de tampon phosphate.

La concentration de THM qui se forme avec le pTHM est de beaucoup supérieure à ce que l'on peut s'attendre de mesurer pour la même eau en condition d'opération normale d'un réseau de distribution (Summers et al. 1996). Cette divergence de résultats du pTHM avec la réalité du réseau de distribution constituent un inconvénient majeur.

2.4.2 Réseau de distribution simulé (THM-SDS)

Le test de THM-SDS (simulated distribution system) vise à prédire les concentrations de THM qui se formeront en réseau de distribution. Les conditions d'incubation du test (température, pH et dose de chlore) sont fixées pour refléter les conditions de chloration à l'usine de traitement et à l'intérieur du système de distribution. Pour l'évaluation du respect des normes sur les TTHM, le temps de résidence maximal dans le réseau est habituellement utilisé. Advenant la présence d'un ou de plusieurs points de chloration en réseau, le THM-SDS peut être un test difficile à réaliser adéquatement. Aussi, la nécessité de l'utilisation d'un incubateur pour maintenir les bouteilles à la température du réseau peut limiter la capacité des laboratoires à effectuer ce test.

Koch et al. (1991) a démontré que ce test produit des résultats reproductibles sur différentes journées avec des conditions d'opérations différentes pour un même réseau. De plus, le ratio des espèces de THM₄ produites par le test est semblable à celui mesuré sur le réseau de distribution étudié. Pour une vaste étude portant sur 296 réseau aux États-Unis, un coefficient de corrélation de 0.69 a été trouvé sur l'estimation des THM par le test de THM-SDS (McGuire et al. 2002).

Cependant, selon Rossman et al. (2001), le THM-SDS peut sous-estimer la concentration des THM. C'est-à-dire que leur concentration est plus élevée en réseau qu'avec les tests effectués sur des bouteilles en verre. Pour des temps de contact de 8h et 24h, les mêmes auteurs ont évalué à 15% la concentration de THM formés en plus dans le réseau. Ce phénomène serait dû à la réaction du chlore avec la matière organique attachée aux parois des conduites et qui contribue à la formation des THM.

2.4.3 Conditions de formation uniformes (THM-UFC)

Certains chercheurs (Summers et al. 1996) ont élaboré un second test avec des conditions de réactions définies. Ce test se nomme «essai en conditions de formation uniformes» (UFC). Les conditions de réaction favorisent moins la formation de THM que le test de pTHM car elles se rapprochent davantage des conditions présentes typiquement dans un réseau:

- Période d'incubation : 24 ± 1 h
- Résiduel de chlore à la fin de la période d'incubation : 1.0 ± 0.4 mg/L.
- Température d'incubation : 20.0 ± 1.0 °C
- pH contrôlé à 8.0 ± 0.2 avec une solution de tampon borate.
- Dosage du chlore avec une solution d'hypochlorite de sodium ajustée à un pH de 8.

Ce test possède certains avantages sur le pTHM et le THM-SDS. Le THM-UFC implique des conditions de chloration moins extrêmes que le pTHM. Il est alors plus facile de prédire si un réseau respectera ou non les normes. De plus, il peut être réalisé en 24h comme le THM-SDS. Le THM-UFC permet la comparaison de plusieurs types d'eaux ayant différentes conditions de chloration en usine tout comme le pTHM mais pas comme le THM-SDS.

2.5 Revue des modèles prédictifs

Les modèles de prédiction sont utiles pour évaluer des stratégies de contrôle en vue de respecter les normes (Amy et al. 1987b). Ils sont utilisés pour :

- Prédire l'enlèvement des précurseurs requis avant d'ajouter du chlore comme désinfectant final. Ils réduisent donc l'utilisation des tests de simulation comme le pTHM ou le THM-UFC.

- Prédire la formation des THM en réseau de distribution. Ils réduisent de ce fait l'utilisation du THM-SDS ou la nécessité de faire des campagnes d'échantillonnages en réseau.
- Calculer la viabilité économique d'employer une technique de contrôle plutôt qu'une autre.

Trois types de modèle sont décrits dans cette section :

1. Les modèles empiriques de régression. Ces modèles statistiques, généralement linéaires, cherchent à décrire les résultats par des fonctions mathématiques.
2. Les réseaux de neurones sont d'autres modèles statistiques. Ces modèles s'apparentent aux premiers, si ce n'est que la structure des fonctions mathématiques et des techniques de régression est fondamentalement différente.
3. Les modèles mécanistiques visent à décrire la stoechiométrie de la réaction chimique du chlore avec les précurseurs. Ces modèles cherchent à exprimer le processus de formation des THM.

2.5.1 Modèles statistiques de régression

Les modèles de prédictions statistiques sont basés sur une relation entre la concentration de THM formée et les conditions de réaction au début de la chloration (American Water Works Association Research Foundation (AWWARF) and US Environmental Protection Agency (EPA), 2004). La qualité de l'eau (évaluée par le COT, UV_{254} , pH...) ainsi que les paramètres d'incubation (Dose de Cl_2 , T) sont habituellement utilisés comme variables dans le modèle.

$$TTHM = fct(Dose Cl_2) + fct(COT) + fct(pH) \dots \quad \text{Éq.: 2-18}$$

Certains modèles ont été élaborés à partir d'échantillonnages effectués sur des réseaux tandis que d'autres à partir d'essais en laboratoire. Généralement, les modèles développés avec des données obtenues en laboratoire sont plus précis que

ceux développés avec l'échantillonnage en réseau (*Sadiq et al. 2004.*) Les conditions de chloration et les paramètres d'incubation sont en effet contrôlés dans le premier cas.

Dans une des premières études dans le domaine, Amy et al. (1987b) suggèrent que, généralement, les eaux donnent des résultats comparables lors du changement d'un même paramètre. Par exemple, l'augmentation du pH ou de l'absorbance UV_{254} augmente la formation des THM dans tous les cas. Cependant, la variation de ces paramètres entraîne une augmentation de l'amplitude de formation des THM spécifique à chaque type d'eau. Pour cette raison, la calibration d'un modèle général à une source spécifique entraîne des résultats plus précis.

Le tableau de la page suivante présente un résumé de quelques-uns des modèles disponibles dans la littérature. Dans ce tableau, les abréviations suivantes ont été employées :

Br ⁻ :	Concentration d'ion bromures
COT :	Carbone organique total (mg/L)
COTNV :	Carbone organique total et non volatile (mg/L)
COD :	Carbone organique dissous (mg/L)
Chla :	Concentration de chlorophylle
D :	Dose de chlore (mg/L)
Sp et S ::	Variabilités saisonnières valant 0 ou 1, Sp pour printemps et S pour été.
t :	Temps de contact (heure)
T :	Température (°C)
*	Plusieurs modèles ont été présentés lors de cette étude

Tableau 2-4 : Modèles de régression linéaire de formation des TTHM

Auteurs	Source des données	N	R ²	Unité	Équation
(Morrow et Minear 1987)*	Laboratoire	40	>0.90	µmol/L	$\text{TTHM} = -3.91 + (\text{Br}^-)^{0.15} + 0.23(\log(\text{D}) + 0.24(\text{pH}) + 10^{(0.009\text{T})}) + 0.26(\text{COTNV})$
(Amy, Chadik et al. 1987)	Laboratoire	995	0.90	µmol/L	$\text{TTHM} = 0.00309 (\text{UV} \cdot \text{COT})^{0.440} (\text{D})^{0.409} (\text{t})^{0.265} (\text{T})^{1.06} (\text{pH}-2.6)^{0.715} (\text{Br}+1)^{0.0358}$
(Rathbun, 1996)	Laboratoire	669	0.98	µg/L	$\text{TTHM} = 14.6 (\text{pH}-3.8)^{1.01} (\text{D})^{0.206} (\text{UV})^{0.849} (\text{t})^{0.306}$
(Amy G 1998)	Laboratoire	N/D	N/D	µg/L	$\text{TTHM} = 10^{-1.385} (\text{COD})^{1.098} (\text{D})^{0.152} (\text{Br}^-)^{0.068} (\text{t})^{0.609} (\text{pH})^{1.601} (\text{t})^{0.263}$
(Sadiq et Rodriguez 2004)	Laboratoire	1800	0.90	µg/L	$\text{TTHM} = 0.044 (\text{COD})^{1.030} (\text{t})^{0.262} (\text{pH})^{1.149} (\text{D})^{0.277} (\text{T})^{0.968}$
(Sadiq et Rodriguez 2004)	Réseau	174	0.34	µg/L	$\text{TTHM} = 1.392 (\text{COD})^{1.092} (\text{pH})^{0.531} (\text{T})^{0.255}$
(Golfopoulos et Arhonditsis 2002)	Réseau	126	0.52	µg/L	$\text{TTHM} = -0.26(\text{Chla}) 1.57(\text{pH}) + 28.74[\text{Br}] - 66.72 [\text{Br}]^2 - 43.63(\text{S}) + 1.13(\text{Sp}) + 2.62(\text{T}^*\text{S}) - 0.72(\text{T}^*\text{D})$

2.5.2 Réseaux de neurone

Les réseaux de neurones (RDN) sont structurés et opérés de façon à imiter le cerveau humain. Les RDN sont capables d'apprendre d'une série de données représentatives décrivant un phénomène (Rumelhart et al. 1994). Un réseau de neurones est composé de plusieurs couches de neurones inter-reliés. Les neurones d'entrées sont ceux où les variables indépendantes sont soumises au réseau. Une ou plusieurs couche de neurones sont cachées et servent à traiter l'information et finalement, les neurones de sorties nous transmettent les réponses. Durant la phase d'apprentissage du réseau, la force des liens entre les neurones est modifiée. Suite à la phase d'apprentissage, le RDN est soumis à une nouvelle série de données dans le but de vérifier ce dernier.

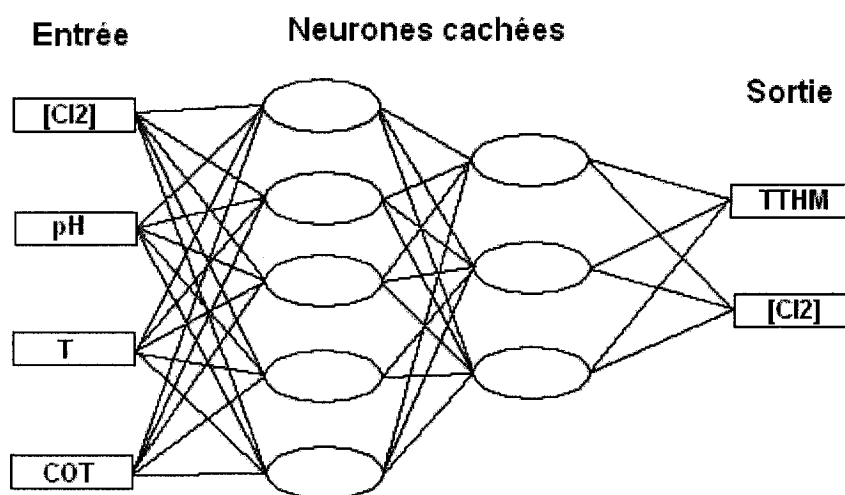


Figure 2-9 : Exemple d'architecture d'un réseau de neurones

En comparant différents modèles statistiques au modèle RDN, Milot et al. (2002) et Rodriguez et al. (2003) ont déterminé lors de ces deux études que les modèles RDN donnaient de meilleures prédictions dans des eaux chlorées en laboratoire. La grande quantité de données nécessaires à la calibration d'un modèle RDN en limite cependant l'utilisation sur les réseaux de distribution disposant d'un grand nombre de mesures de THM.

2.5.3 Modèles mécanistiques

Les modèles mécanistiques sont basés sur des hypothèses cinétiques concernant le taux de formation des THM (American Water Works Association Research Foundation (AWWARF) and US Environmental Protection Agency (EPA), 2004). Deux types de modèles seront discutés. Il s'agit des modèles basés sur la décroissance du chlore et des modèles basés sur la réduction de l'absorbance UV de l'eau.

2.5.3.1 Modèles basé sur la demande en chlore

Une hypothèse courante de ce type de modèle est que la formation des THM est linéairement dépendante de la consommation du chlore (Gang et al. 2003) et (Gang et al. 2002). Par exemple, ces auteurs ont estimé que chaque mg de Cl_2 consommé produit de 31 à 48 μg de TTHM. Couplé aux équations de consommation du chlore, le modèle mécanistique devient une façon rapide d'évaluer la teneur en THM d'une eau sans faire d'échantillonnage. Clark et al. (2001) ont élaboré un test plus compliqué mais se basant aussi sur une relation linéaire entre la consommation de chlore et la formation de SPD. La concentration de chlore au temps t est exprimée de cette façon dans le modèle :

$$Cl_t = \frac{Cl_0(1-K)}{1 - Ke^{-kt}} \quad \text{Éq.: 2-19}$$

La production de SPD est évaluée de cette façon :

$$SPD_i = A_i(Cl_0 - Cl_t) \quad \text{Éq.: 2-20}$$

(Cl_0) est la concentration initiale de chlore et (A_i) est la production de l'espèce (i) de SPD formé par mg de chlore consommé. Puisque (A) doit être trouvé de façon empirique avec des données existantes, ce modèle se révèle être une combinaison des modèles statistique et mécanistique.

Les paramètres (K) et (u) sont déterminés via l'analyse des ions Br⁻ et du pH.

$$u \equiv M(1-K) \quad \text{Éq.: 2-21}$$

$$M = e^{3.96} e^{-0.305(Br^-)} e^{0.0145(Cl_0 * pH)} (Cl_0)^{-2.32} e^{8.46P} e^{-0.231pH} \quad \text{Éq.: 2-22}$$

$$K = e^{1.89} (pH)^{-0.13} (Br + 1)^{0.10} (Cl_0)^{-0.75} \quad \text{Éq.: 2-23}$$

(P) est le ratio molaire entre la concentration de bromure et la somme de la concentration de bromure et de chlorure. La justesse de la prédiction du modèle de Clark et al. (2001) de ($R^2 > 0.9$) pour les THM est comparable à celles des modèles purement empiriques de la section précédente.

2.5.3.2 Modèles basé sur la réduction de l'absorbance de la MON

Les noyaux aromatiques de la MON sont largement responsables de l'absorbance à la lumière UV sur tout le spectre ultraviolet. Comme ces mêmes noyaux participent à la formation des THM et autre SPD, il existe une forte corrélation entre l'absorbance UV₂₅₄ d'une eau et le potentiel de formation des THM (Kitis et al. 2004). Lorsque le chlore réagit avec la MON, une certaine partie de ces noyaux sont dénaturés et l'absorbance UV est réduite. Korshin et al. (1997) ont effectué des analyses avec une absorbance UV à 272 nm et ont établi une relation linéaire entre la différence d'absorbance et la formation des produits halogénés totaux (TOX). Toutefois, cette relation est sensible au pH. Plus tard Korshin et al. (2002), ont observé lors d'une étude réalisée en laboratoire des relations mathématiques basées sur la différence de l'absorbance UV₂₇₂ et les différents SPD produits après un certains temps de contact. La différence d'absorbance est exprimée de la façon suivante :

$$\Delta A_{272} = A_{272,t} - A_{272,0} \quad \text{Éq.: 2-24}$$

Quelques unes des relations trouvées par ces auteurs sont présentées au tableau suivant.

Tableau 2-5 : Relations mathématiques entre la différence d'absorbance UV et la concentration des différentes espèces de SPC.

(Korshin et al. 2002)

Composés	pH 6.0	R ²	pH7.0	R ²	pH8.0	R ²
CHCl ₃	$-3690\Delta A_{272}-30$	0.98	$-4730\Delta A_{272}-39$	0.98	$-5870\Delta A_{272}-51$	0.98
CHCl ₂ Br	$-67.4\Delta A_{272}-0.4$	0.99	$-76.0\Delta A_{272}-0.3$	0.97	$-110\Delta A_{272}-0.6$	0.98

CHAPITRE 3: OBJECTIFS DU PROJET

3.1 Problématique

Selon l'article 5 du règlement sur la qualité de l'eau potable du Québec (Gouvernement du Québec 2005), le traitement de filtration n'est pas obligatoire lorsque les eaux brutes qui approvisionnent le système de distribution satisfont certaines conditions. L'une de ces conditions concerne le respect de la norme sur les THM. Selon cet article : « *Un échantillon des eaux brutes ou des eaux distribuées doit être prélevé une fois par mois pendant une période de 120 jours consécutifs. Par simulation des conditions de traitement et de distribution prévues sur cet échantillon, aucun des paramètres de l'analyse des sous-produits de la désinfection ne doit excéder une concentration supérieure aux normes de qualités établies.* »

L'application de cet article soulève deux problématiques. La première problématique de cette approche réside dans le fait qu'il n'a pas été démontré que la fréquence d'échantillonnage demandée (1/mois) est suffisante pour statuer sur la période d'échantillonnage. Aussi, il n'a pas été démontré qu'une période d'échantillonnage d'une durée de 120 jours est suffisante pour statuer sur la représentativité de toute l'année. Deuxièmement, la représentativité du test en laboratoire comparativement à ce qui a réellement lieu en réseau n'est pas abordée par ce règlement. Il a été mentionné à la section 2.4.2 que la simulation des conditions du réseau en laboratoire peut apporter un biais significatif. Finalement, le règlement ne prévoit pas de conditions de préservations des eaux échantillonnées avant d'effectuer une simulation en laboratoire. Il est alors impossible de savoir s'il y a une détérioration des échantillons dans le transport qui affecte les résultats des simulations.

3.2 Objectifs

L'objectif général de ce projet consiste en la rédaction d'un protocole permettant de statuer sur le respect des normes sur les sous-produits de désinfection à l'intention des installations ne filtrant pas ou souhaitant obtenir une dérogation à l'obligation de filtrer leurs eaux. Plus spécifiquement, le protocole vise à donner les outils nécessaires aux intervenants pour statuer sur la possibilité qu'une filière composée d'une désinfection UV suivie d'une chloration puisse être implantée pour le traitement d'une source d'eau sans que la concentration de THM excède la limite permise de 80 µg/L. L'atteinte de cinq objectifs spécifiques est nécessaire à la réalisation du protocole. Ils sont énoncés dans les pages qui suivent avec les hypothèses de travail et la démarche utilisée pour répondre à chacun de ces derniers.

Objectif spécifique #1 : Vérification de l'impact des conditions de stockage des eaux échantillonnées sur les mesures de THM simulés en laboratoire.

Les essais de formation de THM en conditions simulées nécessitent le transport de 2 à 5 L d'échantillons vers un laboratoire. En raison des contraintes liées au transport en provenance des régions éloignées et de la durée du test (24 à 96 h), il est utile de pouvoir stocker les échantillons pendant plus de 24h avant la réalisation des essais en laboratoire. Pour permettre cette approche, il est nécessaire de valider l'effet du stockage sur la formation des THM simulés en laboratoire. Deux sources d'eau de provenances distinctes ont été utilisées : l'eau de l'usine de traitement DesBaillet à Montréal et l'eau du lac Marois de Ste-Anne-des-Lacs. Ces eaux ont été soumises à diverses conditions de stockage et un test de THM simulés a ensuite été effectué. Cet objectif n'a pas été traité dans le cadre du présent mémoire. Par contre, comme sa réalisation est nécessaire au développement du protocole, les résultats découlant de cet objectif sont présentés dans le guide.

Objectif spécifique #2 : Évaluation de l'importance relative des paramètres d'incubation (pH, température, dosage de Cl_2 et temps de contact) sur la mesure de THM simulés en laboratoire.

L'importance relative des conditions de chloration (pH, température, dose de chlore et le temps de contact avec le chlore) sur la formation des THM influence les résultats obtenus et l'évaluation du risque de dépassement de la norme. Pour cerner l'effet des trois premiers paramètres, un plan statistique fractionnaire a été utilisé. L'analyse des résultats permet d'isoler les effets individuels des trois variables et ainsi, d'anticiper les facteurs de sécurité liés à des conditions d'incubation au laboratoire différentes de celles prévalant en réseau de distribution. L'apport du temps de contact entre le chlore et les précurseurs sur la formation des THM a été étudié à partir des données recueillies lors des expériences réalisées dans l'atteinte de l'objectif spécifique #3.

Objectif spécifique #3 : Évaluation de la fréquence et de la durée d'échantillonnage requise pour statuer sur le respect de la norme des THM.

Une vaste campagne d'échantillonnage a été entreprise dans quatre municipalités au Québec (La Conception, Mont-Tremblant, Valcourt et Eastman). Ces municipalités ont été choisies en fonction de leur susceptibilité à rencontrer les normes proposées. Quatorze échantillonnages par ville ont été effectués sur une période de 9 mois. Ces campagnes d'échantillonnage ont eu lieu dans le but de faire le lien entre la variabilité saisonnière et ponctuelle des différents paramètres caractérisant la nature de l'eau brute et les trihalométhanés formés par des simulations en laboratoire. Suite aux campagnes d'échantillonnage et d'après les données recueillies par celles-ci, une fréquence et une durée permettant de représenter les réseaux ont été proposées.

Objectif spécifique #4 : Développement de paramètres indicateurs alternatifs à la mesure des THM (absorbance UV, COT, demande en chlore)

La méthode actuelle de simulation des THM est lourde et relativement coûteuse. Une analyse statistique a été menée afin d'identifier des analyses plus simples permettant de prédire la formation des THM.

Objectif spécifique #5 : Comparaison des THM réels formés sur un réseau de distribution avec les mesures de THM simulés.

La relation entre les trihalomethanes formés en laboratoire et ceux formés en réseau de distribution a été étudiée par trois campagnes d'échantillonnages spécifiques sur le réseau de la Ville de Laval. Cette Ville a été utilisée en raison de la bonne connaissance des temps de séjour dans le réseau de distribution, un paramètre qui est important dans la formation des trihalométhanes. Les résultats obtenus à partir des simulations en laboratoire et des données en THM prélevées du réseau de la ville ont ensuite été corrélés.

CHAPITRE 4: MATÉRIEL ET MÉTHODES

4.1 Aperçu général de la mise en œuvre

Pour atteindre les objectifs énumérés au chapitre précédent, une méthodologie distincte a été utilisée pour chacun de ces derniers. Ces méthodologies sont détaillées successivement dans ce chapitre en fonction des objectifs recherchés. Par contre, la sélection des municipalités participantes et la méthodologie générale commune à tous les essais, sont présentées dans cette section.

4.1.1 Sélection des municipalités participantes

Quatre municipalités ont été sélectionnées pour participer au projet. Ces municipalités devaient respecter certains critères:

1. Les municipalités ne doivent pas toutes provenir de la même région afin d'accroître la représentativité de l'étude.
2. Par contre, en raison des contraintes imposées par le transport, les municipalités ne peuvent se situer trop loin de la région de Montréal

Le ministère des Affaires Municipale et des Régions (MAMR) a participé à cette sélection en fournissant une liste de municipalités candidates potentielles. Dans tout les cas, le procédé de désinfection de ces municipalités consiste en une simple chloration d'une eau de surface et doit donc être mise à jour afin de rencontrer le RQEPQ. Ces municipalités sont donc toutes candidates à l'application de l'exemption de filtration et, par extension, des utilisatrices potentielles du protocole d'évaluation élaboré dans le cadre de ce projet. Les municipalités incluses dans la liste fournie par le ministère ont donc été privilégiées dans le choix effectué. Les municipalités choisies sont présentées au tableau 4.1.

Tableau 4-1 : Sélection des municipalités pour la caractérisation des sites.

Municipalité	Région administrative	Population
La Conception	Laurentides	1090
Mont-Tremblant	Laurentides	8740
Eastman	Estrie	1450
Valcourt	Estrie	2430

La comparaison des THM réels formés sur un réseau de distribution avec les mesures de THM formées par simulation en laboratoire a été étudiée à l'aide de campagnes d'échantillonnages additionnels. Ces campagnes ont été réalisées sur le réseau de la Ville de Laval puisqu'on y connaît les temps de séjours en réseau, paramètre important dans la formation des trihalométhanes. La municipalité de Laval a déjà en place un modèle hydraulique (EPANET), ce qui permet de calculer les temps de séjours en réseau. De plus, la proximité de la municipalité avec le laboratoire de l'École Polytechnique de Montréal facilite la mise en œuvre des essais.

4.1.2 Méthodologie générale

4.1.2.1 Échantillonnage de l'eau des quatre municipalités

Mis à part Mont-Tremblant, la chloration est l'unique traitement en place dans les quatre municipalités. Mont-Tremblant effectue un ajustement de pH en plus de la chloration. Le point d'échantillonnage de l'eau brute des quatre municipalités permet de prélever de l'eau provenant directement du lac desservant l'eau de la municipalité. Pour chaque échantillonnage, des bouteilles en polypropylène ont été rincées avec l'eau brute et remplies jusqu'au collet en évitant les cols d'airs. Les bouteilles ont ensuite été placées dans une glacière et accompagnées de deux blocs réfrigérants de 500 ml (ice packs) préalablement mis au congélateur. Les glacières ont été envoyées par courrier rapide la même journée (livraison en 24h).

4.1.2.2 Analyse des paramètres de qualités

4.1.2.2.1 Carbone organique total (COT)

La concentration de COT de l'eau échantillonnée a été déterminée à l'aide de la méthode d'oxydation au persulfate-ultraviolet avec détection du CO₂ par infrarouge (Méthode 5310-C du à l'aide d'un appareil Dohrmann DC-180 (*Total organic carbon analyser*). Avant d'être analysé, les échantillons sont conservés à 4°C pour une période maximale de 14 jours.

4.1.2.2.2 Mesure de l'acidité

La mesure du pH a été effectuée avec un pH mètre de marque Fisher Scientific (*modèle accumet 25*). Les procédures décrites dans le livre des méthodes standards (American Public Health Association (APHA) 1998) méthode électrométrique (4500-H⁺ B.) ont été suivies.

4.1.2.2.3 Absorbance UV à 254 nm

L'absorbance UV de chaque échantillon a été déterminé grâce à un spectrophotomètre (Milton Roy, 1001 plus) en suivant la procédure 5910 B du livre des méthodes standards (American Public Health Association (APHA), 1998). L'absorbance UV a été mesurée sur les eaux filtrées à l'aide d'un filtre (Osmonics Polysulfonate) 0,45 µm et de 47 mm de diamètres ou équivalent. Les filtres ont été préalablement rincés avec 100 mL d'eau ultra pure. L'eau ultra pure est de l'eau déminéralisée puis purifiée par un appareil Millipore, (Milli-Q UV plus).

4.1.2.2.4 Couleur Vraie

L'absorbance à 360 nm a été utilisée pour évaluer la couleur vraie. Cette mesure a été corrélée avec la mesure par Cobalt-Platine. Un spectrophotomètre (Milton Roy, 1001 plus) a été utilisé pour faire cette mesure.

4.1.2.3 Ajustement du pH et de la force ionique

Les procédures de chloration impliquent de tamponner les eaux afin d'éviter que le pH fluctue lors des essais. Deux méthodes ont été employées pour tamponner les eaux. La première méthode consiste à ajouter une solution de tampon phosphate composée de KH_2PO_4 et Na_2HPO_4 . La force ionique du tampon dans les réacteurs a alors variée entre 0.0005 (pH 7,5) 0.009 (pH 6,5) et 0.025 (pH 8,5) M selon la quantité de tampon ajoutée. La quantité ajoutée a été déterminée avec l'objectif de réduire la variation de pH dans les réacteurs à $\pm 0,2$ unité de pH de la valeur visée pour la pire condition, soit l'ajout de 6 mg/L de chlore. Cette procédure introduit une incertitude car le volume de tampon introduit dans les réacteurs a atteint 2,5% du volume d'échantillons dans le cas de l'ajustement au pH de 8,5. Le volume de solution tampon ajouté au réacteur signifie une sous estimation de la valeur de THM par le même pourcentage. Cependant, les valeurs non pas été rajustées suite à ce constat car dans le pire des cas : essai de Mont-Tremblant le 18 mai 2005, l'erreur correspond à 3 $\mu\text{g/L}$ de THM, ce qui est largement inférieur à l'erreur expérimentale.

Dans le but d'obtenir plus de précisions dans l'ajustement du pH sans ajouter des volumes trop importants de solution tampon, la force ionique des réacteurs a été portée à 0,01. Avec cette force ionique, il a été possible de contenir le pH de l'eau à une variation de $\pm 0,07$ unité après l'ajout de 6 mg/L de chlore. La méthode utilisée pour obtenir cette force ionique diffère selon le pH voulu. Pour atteindre les pH de 6,5 et 7,5, deux solutions saturées de sels de phosphate (KH_2PO_4 et Na_2HPO_4) ont été ajoutées directement à chaque type d'eau. Pour l'ajustement au pH de 8,5, une solution d'acide borique (H_3BO_3) a été utilisée en raison du faible pouvoir tampon des phosphates à ce pH. Après l'ajout des solutions de sels et de l'acide borique, le pH de chaque type d'eau a été ajusté au pH désiré ± 0.02 par l'ajout de NaOH en faible concentration.

La première méthode d'ajustement n'a été utilisée qu'à quatre reprises, soit : (i) lors des deux premiers échantillonnages des essais portant sur la caractérisation de la variabilité saisonnière, (ii) lors du premier essai de comparaison des THM réels formés

sur un réseau de distribution avec les mesures de THM simulées en laboratoire et (iii) finalement sur la première semaine d'essais sur l'influence des conditions d'incubation.

4.1.2.4 Préparation des fioles et réacteurs

Des bouteilles de verre ambrées de 250 et 500 mL ont été utilisées comme réacteurs pour la lecture des demandes en chlore tandis que des fioles de verre ambrées de 45 mL ont été utilisées pour les analyses de THM. Dans le but de combler la demande en oxydant du verre, les réacteurs ont été remplis jusqu'au collet (sans col d'air) avec une solution d'environ 100 mg Cl_2/L . Après 12 heures de trempage, les réacteurs ont été vidés de la solution de chlore puis rincés trois fois à l'eau déminéralisée et trois fois à l'eau ultra-pure.

Chaque point de lecture de THM a été réalisé en duplicata. Pour se faire, deux fioles ont suivies en parallèle : c'est à dire quelles ont été remplies avec l'eau du même échantillon en même temps et ensuite l'arrêt des réactions dans ces fioles a été fait au même moment.

4.1.2.5 Procédure de chloration en réacteur

La chloration a été effectuée avec une solution mère d'hypochlorites variant de 1500 mg/L à 4000 mg/L. Le volume de la solution de NaOCl à ajouter à chaque réacteur a été calculé selon l'équation suivante :

$$V = \frac{\text{Volume du réacteur} * \text{dose désirée}}{[\text{solution de NaOCl}] - \text{dose désirée}} \quad \text{Éq. : 4-1}$$

Les réacteurs ont généralement été incubés à la température de la pièce (22°C). Pour certains essais, les réacteurs ont été incubés dans un incubateur à température contrôlée.

4.1.2.6 Détermination de la demande chlore

La concentration résiduelle de chlore libre a été déterminée aux différents intervalles de mesures commandés par chacune des expériences. Dans tous les cas, la concentration résiduelle a été déterminée cinq minutes après la chloration. Dans ce cas, la valeur obtenue est considérée comme la concentration initiale (C_0) après la demande immédiate due à l'azote ammoniacal potentiellement présent dans l'eau. La concentration de THM cinq minutes après le début de la réaction est considérée comme négligeable. La méthode colorimétrique à la DPD a été utilisée (4500-Cl G) du American Public Health Association (APHA), (1998) avec lecture au spectrophotomètre dans une cellule de 1.9 cm. Toutes les mesures ont été faites en duplicata.

4.1.2.7 Arrêt des réactions.

L'arrêt des réactions se compose de deux étapes; premièrement, une déchloration est effectuée en ajoutant 0,1 mL d'une solution de 100g/L de Na_2SO_3 à chaque fiole. Ensuite, l'acidification des fioles est obtenue grâce à l'ajout d'une à deux gouttes d'acide chlorhydrique (HCl) à 50% à chaque fiole. L'acidification a pour but de limiter la formation d'autres SPD. La procédure décrite dans le livre des méthodes standards American Public Health Association (APHA), (1998) a été suivie. Suite à l'arrêt des réactions, les fioles ont été placées à 4 °C jusqu'à leur extraction. L'extraction des THM a été effectuée dans les 24 heures suivant l'arrêt de la réaction dans les fioles.

4.1.2.8 Analyse des trihalométhanes

L'analyse des THM a été réalisée par chromatographie en phase gazeuse selon la méthode de Koch (1988) modifiée par la CIEP. La technique de chromatographie en phase gazeuse a initialement été développée par (Rook, 1970). Cet auteur adapta

une technique d'analyse en phase gazeuse (headspace) utilisée pour l'analyse des arrières goûts dans la bière. Koch et al. (1988) a raffiné la technique pour inclure l'analyse d'autres sous-produits. Cette méthode se retrouve dans le livre des méthodes standards American Public Health Association (APHA), (1998) sous la rubrique 6232B. La procédure est résumée en quelques lignes.

La verrerie a été rincée avec de l'acide chlorhydrique (HCl) à 25% puis avec de l'eau ultra pure pour éliminer toute trace de résidus de savon ou autre qui pourrait fausser les résultats. Des pipettes jetables de type pasteur ont aussi été utilisées.

Un volume précis (20 mL) d'échantillon a été mesuré à l'aide d'un cylindre gradué. Pour chaque échantillon préalablement mesuré, 4 mL d'une solution d'étalon interne et d'hexane a été ajoutée. L'étalon interne est un composé stable que l'on ne retrouve pas avec les SPD. Son utilisation poursuit l'atteinte de deux objectifs. Premièrement, il sert de référence quand à sa concentration et à sa vitesse de transport dans le chromatographe. Deuxièmement, il sert à évaluer la qualité de la procédure d'extraction. L'hexane est le solvant dans lequel migrent les THM et autres SPD. Ensuite, 3g de sel d'ammonium ont été ajoutés au mélange. Le sel a été préalablement chauffé au four à 450°C pendant au moins 4 heures pour volatiliser les impuretés puis refroidi à température de la pièce. Un vortex a été créé et maintenu pendant 30 s à l'aide d'une plaque rotative. Un volume de 1 mL du surnageant a ensuite été transféré dans une fiole d'extraction. Au besoin, les fioles d'extraction ont été entreposées à -4°C pendant au plus 72 heures. Les fioles d'extractions ont ensuite été placées sur un chromatographe en phase gazeuse pour l'analyse. La détection des composés a été réalisée à l'aide d'un chromatographe HP5890 Série II-Plus muni d'un détecteur à capture d'électron (ECD).

Une courbe de calibration a été effectuée pour chaque campagne d'échantillonnage. Cette courbe de calibration a été réalisée en ajoutant une solution commerciale des quatre THM étudiés (CF, DBCM, BDCM, BF) à de l'eau ultra-pure. Huit points variant de 0 à 200 µg/L de chaque espèce de THM ont été choisis pour élaborer la courbe.

4.2 Influence des conditions d'incubation sur la formation des THM

Deux séries d'essais ont visé à statuer sur l'importance relative du pH, de la température et de la dose appliquée sur la formation des THM. Lors de la première série, laquelle s'est déroulée pendant la semaine du 16 mai 2005, les eaux brutes des municipalités de Mont-Tremblant et de Eastman ont été utilisées. La deuxième série a eu lieu dans la semaine du 30 mai 2005 et les eaux brutes des municipalités de Mont-Tremblant et de Valcourt ont été utilisées.

La planification des essais a été effectuée grâce au module de planification d'expérience du logiciel Stasoft. Inc. (1984-2004). Pour chaque type d'eau, un design expérimental du type « Box Behnken » a été retenu. Ce design, présenté au tableau suivant, comporte 13 combinaisons de variations des paramètres de température, pH et doses de chlores appliquées en plus de 2 autres réplicats d'un réacteur visant à évaluer l'erreur expérimentale. L'étendue des paramètres vise à reproduire des conditions minimales et maximales de chloration. Le plan d'analyse a été effectué 4 fois, c'est-à-dire une fois par municipalité et par campagne d'échantillonnage. Les mesures des THM ont été réalisées en duplicata. Le temps d'incubation a été de 24 heures dans tout les cas

Tableau 4-2 : Influence des conditions d'incubation : Combinaison des différents paramètres.

	Dose de Cl ₂ = 2 mg/L			Dose de Cl ₂ = 4 mg/L			Dose de Cl ₂ = 6 mg/L		
	T = 5,5°C	T = 12°C	T = 22°C	T = 5,5°C	T = 12°C	T = 22°C	T = 5,5°C	T = 12°C	T = 22°C
pH = 6,5		1		1		1		1	
pH = 7,5	1		1		3		1		1
pH = 8,5		1		1		1		1	

Note : les chiffres dénotent chaque condition testée

Une fois prélevée, l'eau a été transportée par courrier rapide (24h) jusqu'aux laboratoires de l'École Polytechnique de Montréal. Suite à la réception de la glacière, l'eau a été conservée au réfrigérateur à environ 4°C pendant une semaine avant de débuter l'expérience.

L'analyse des paramètres de qualité a été exécutée au début de la semaine d'essai. La première opération effectuée a été d'ajuster le pH et la force ionique de l'eau. Ensuite les réacteurs ont été portés aux températures commandées par l'expérience. La simulation en réacteur a ensuite débutée par la chloration aux différentes doses. La concentration de chlore libre résiduel dans les réacteurs a été déterminée cinq minutes suite à la chloration. Immédiatement après cette lecture, deux fioles servant à l'analyse des THM ont été remplies avec l'eau de chacun des réacteurs. Les réacteurs ainsi que les fioles ont ensuite été stockés pour une durée de 24 heures à l'abri de la lumière et aux trois températures commandées par l'expérience. Après cette période, la lecture du chlore résiduel dans les réacteurs a été faite et les réactions dans les fioles ont été arrêtées par la consommation du chlore libre avec un réducteur. Une lecture de pH supplémentaire a été effectuée à la fin de l'essai pour confirmer sa stabilité. En attente de leurs extractions, les fioles ont été conservées à 4°C. Les extractions des THM ont été réalisées la journée suivante.

4.3 Évaluation de la durée et de la fréquence d'échantillonnage requise.

La variabilité saisonnière de la formation de THM a été étudiée en procédant à un suivi régulier de la formation de THM pour les eaux brutes des quatre municipalités participantes (La Conception, Mont-Tremblant, Valcourt et d'Eastman). Entre 13 et 14 échantillonnages ont été effectués pour chaque municipalité. La période d'échantillonnage s'est échelonnée sur 9 mois entre le 9 mai 2005 et le 16 janvier 2006. Le tableau suivant décrit la fréquence d'échantillonnage pour chaque site.

Tableau 4-3 : Fréquence et durée de caractérisation des sites : Dates et lieux des échantillonnages.

	Valcourt	Eastman	Mont-Tremblant	La Conception
9 mai 2005		X	X	X
23 mai 2005	X	X	X	
6 juin 2005	X	X	X	X
20 juin 2005	X	X	X	X
4 juil. 2005	X	X	X	
11 juil. 2005				X
18 juil. 2005	X	X	X	X
1 août 2005		X	X	X
8 août 2005	X			
15 août 2005	X	X	X	X
29 août 2005	X	X	X	X
12 sept. 2005	X		X	X
26 sept. 2005	X	X	X	X
10 oct. 2005	X	X	X	X
31 oct. 2005	X	X	X	X
16 janv. 2006	X	X	X	X
Total	13	13	14	13

Une fois prélevée, l'eau a été transportée à 4°C par courrier rapide (24h) jusqu'aux laboratoires. Sur réception, les paramètres de la qualité (COT, UV, Couleur, pH) ont été analysés. Ensuite, le pH a été ajusté à 7,5. Le pH choisi diffère de la valeur proposée par le test de THM-SDS au Québec (Gouvernement du Québec 2005) qui est de 7,0. Le pH de 7,5 a été préféré car c'est à partir de ce pH que les problèmes dus à la corrosion des conduites en réseau sont diminués.

Finalement, les réacteurs ont été chlorés à différentes doses afin d'étudier l'impact de la dose sur la formation des THM. Les réacteurs ainsi que les fioles ont été entreposés à 22°C et à l'abri de la lumière. Dans tous les cas, la concentration de chlore libre résiduel a été mesurée 5 min après le dosage et à la fin de la période d'incubation. Le tableau 4-4 présente un résumé des conditions de chloration et d'incubation.

Tableau 4-4 : Conditions de chloration et d'incubation mises en œuvre.

Type de dose	Dose de chlore ajoutée	Résiduel de chlore libre recherché à 24 heures	Conditions d'incubations	
			pH	Température
Dose 1	Dictée par le résiduel	Inférieur à la dose 2 mais supérieur à 0	7,5	Ambiante (22 °C)
Dose 2: THM-SDS uniformisé	Dictée par le résiduel	0,5 ± 0,25 mg/L	7,5	Ambiante (22 °C)
Dose 3	Celle appliquée au poste de chloration de chaque municipalité lors de la journée d'échantillonnage	Non applicable	7,5	Ambiante (22 °C)

Pour les trois types de dose, les mesures de THM ont été réalisées pour des temps d'incubation de 24 heures et 48 heures. La dose 2 représente l'approche actuellement utilisée dans la plupart des projets d'évaluation de technologie du CTTEP. La dose 1 vise à évaluer l'impact de la dose. La dose 3 a pour objectif de permettre la comparaison des THM-SDS avec les conditions réelles d'exploitation du réseau à l'étude.

4.4 Comparaison des THM réels formés dans un réseau de distribution avec les mesures de THM simulées en laboratoire

Pour répondre à l'objectif d'établir une corrélation entre les THM formés en réseaux de distribution et ceux formés en laboratoire, deux étapes ont été nécessaires. Dans un premier temps, l'eau filtrée-ozonée (mais non chlorée) provenant de l'une des usines de traitement de la municipalité de Laval a été chlorée au laboratoire en conditions contrôlées reproduisant celles du réseau de distribution lors de la journée de l'essai. Dans un deuxième temps, une campagne d'échantillonnage a eu lieu sur le réseau de distribution à différents points d'échantillonnage (entre 6 et 7 sites) dont les temps de séjours ont été établis par modélisation hydraulique (EPANet). La comparaison

consiste alors à vérifier si les concentrations de THM formés en laboratoire sont cohérentes avec celles mesurées en réseau, pour un même temps d'incubation.

Trois séries d'échantillonnage ont été effectuées. Deux de ces échantillonnages ont eu lieu en été, soit durant les semaines du 02 mai 2005 et du 13 juin 2005. Afin d'obtenir des conditions représentatives des eaux froides, le dernier échantillonnage a eu lieu durant la semaine du 09 janvier 2006. Pour le premier et dernier échantillonnage, l'usine de Pont-Viau (et son réseau correspondant) a été sélectionnée. Pour le deuxième échantillonnage, les eaux de l'usine Pont-Viau et de Ste-Rose ont été choisies.

4.4.1 Simulation en laboratoire

4.4.1.1 Échantillonnage aux usines de Laval

Les eaux des installations de traitement de Pont-Viau et de Ste-Rose ont été prélevées dans la filière de traitement juste avant la chloration. Dans les deux cas, la chloration et l'ajustement du pH constituent les deux derniers traitements avant la distribution. Les échantillonnages ont tous été faits dans la matinée. Les conditions de chloration des usines et le débit de production d'eau potable ont été notés. Le débit des usines où il n'y a pas eu d'échantillonnage a aussi été noté car il est nécessaire de connaître le débit de production de toutes les usines de la municipalité afin de calculer le temps de séjour hydraulique aux différents points d'échantillonnage.

4.4.1.1.1 Détail sur les points d'échantillonnages de l'eau de l'usine Pont-Viau :

Le lieu d'échantillonnage (figure 4-1) se situe après l'ozonation et avant la chloration. L'usine Pont-Viau possède deux filières de traitement identiques mais de capacités différentes. Elles se partagent le débit total avec le tiers de la production pour l'une et les deux tiers pour l'autre. L'échantillonnage a été effectué au prorata de l'eau provenant de ces deux filières.

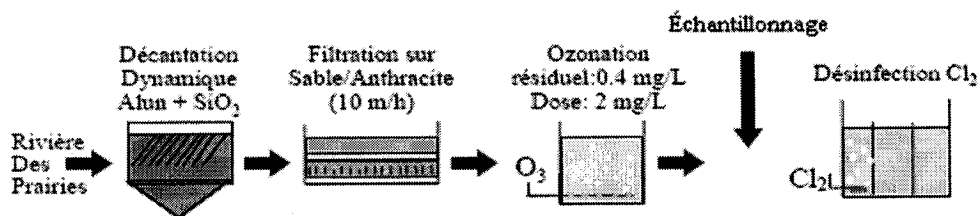


Figure 4-1: Filière de traitement de l'usine Pont-Viau de Laval

4.4.1.1.2 Détails sur les points d'échantillonnages de l'eau de l'usine Ste Rose :

La filière de traitement de l'usine de Sainte Rose comporte une post-ozonation suivie d'une filtration sur charbon actif biologique. Le point d'échantillonnage est situé après la filtration sur CAB mais avant la chloration. L'échantillonnage a été effectué à la sortie de chacun des filtres au prorata de leur débit de production.

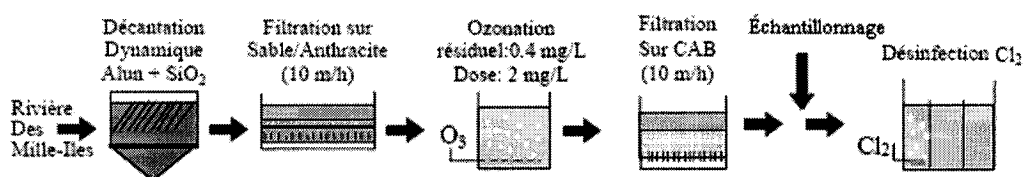


Figure 4-2: Filière de traitement de l'usine Sainte-Rose de Laval

4.4.1.2 Conditions de simulation de la formation de THM

Les conditions de simulation de formation des THM sont présentées au tableau suivant. À la base, les conditions de référence sont celles de la dose 3b qui reproduisent exactement les conditions réelles. En plus de cette condition, trois autres conditions ont été réalisées au laboratoire, soit :

1. Dose 3a: Conditions identiques aux conditions réelles, hormis pour le pH qui est tamponné à 7.5. En conditions réelles, le pH varie lors de la distribution,
2. Dose 2 : Conditions de THM-SDS standardisée, couramment utilisée au Québec, i.e. visant le maintien de 0.5 mg/L de chlore libre résiduel après 24 hr,
3. Dose 1 : Conditions de THM-SDS moins conservatrice que la dose 2.

Tableau 4-5 : Conditions de chloration et d'incubations pour la validation des THM en labo vs réseau.

Type de dose	Dose de chlore ajoutée	Résiduel de chlore libre recherché après 24 heures	Conditions d'incubations	
			pH	Température
Dose 1		Inférieur à la dose 2 mais supérieur à 0	7,5 Avec une force ionique de 0,01 M	Température du réseau de distribution au moment de l'échantillonnage
Dose 2		0,5 ± 0,25 mg/L		
Dose 3a	Celle appliquée au poste de chloration de l'usine lors de la journée d'échantillonnage	Aucun	pH ambiant	
Dose 3b				

Avant la chloration, les réacteurs ont été portés à la bonne température. Lorsque cette température a été atteinte, la chloration des réacteurs a eu lieu. Les lectures de chlore résiduel et de THM ont été prises selon le tableau suivant. Plus de mesures ont été prises pendant les premières heures de l'incubation car la formation de THM est plus rapide durant les 10 premières heures.

Tableau 4-6 : Validation des THM en labo vs réseau : Temps visés pour cerner le taux de formation des THM

#	Temps de lecture du chlore résiduel	Analyse des THM
1	5 min	
2	30 min	X
3	1.5 h	X
4	2.5 h	X
5	4.5 h	X
6	8.5 h	X
7	12.5 h	X
8	24 h	X
9	48 h	X

4.4.2 Étude sur le réseau

Lors de l'échantillonnage de l'eau des usines de Pont Viau et de Sainte-Rose, les réseaux respectifs de ces deux usines ont aussi été échantillonnés. Une solution de sulfate d'ammonium a été préalablement ajoutée à chaque fiole pour stopper la

réaction de formation de THM. À deux points d'échantillonnage de chaque réseau, deux fioles d'eau ultra-pure ont également été utilisées comme blancs de terrain. Ces fioles étaient ouvertes et laissées en contact avec l'air ambiant pendant l'échantillonnage. Cette procédure permet de voir s'il y a contamination des échantillons par l'air au lieu d'échantillonnage. Pour chaque série d'échantillonnage, les points de contrôle de qualité ont été changés. Dans aucun des cas, les blancs de terrain n'ont montré des concentrations de THM supérieures à la limite de détection de la méthode utilisée (soit 5 µg/L).

Six points d'échantillonnages ont été choisis pour chaque réseau desservi. Les points ont été choisis en fonction de leurs temps de séjours théoriques calculé avec le logiciel EPANet pour les conditions de production de la journée d'échantillonnage. Le logiciel EPANet a été mis à jour au cours de l'année 2001 à Laval. Depuis ce temps, le réseau a été passablement bien entretenu par un programme proactif de réparation des fuites. Aussi, comme ce réseau ne comporte aucune réserve d'eau potable mis à part celles situées aux différentes usines de filtration, les temps de séjours calculés avec le logiciel sont suffisamment précis pour les analyses demandées. L'évaluation de l'erreur sur la prédiction a été estimée à la section 5.4.2.

Tableau 4-7 : Temps de séjour théoriques en été des points d'échantillonnage en réseau

Réseau	Point	Endroit	Temps séjour (h)
Réseau de l'usine Pont-Viau	1	À la fin du bassin de chloration mais avant la chaux	2
	2	Eau distribuée	3
	3	62 St-Florent	6
	4	4100 Concorde	7
	5	4000 St-Martin	14
	6	455 Mtée Du Moulin	22
Réseau de l'usine Sainte Rose	7	Après la chloration mais avant la chaux.	2
	8	Eau distribuée	3
	9	85E Boul. Ste Rose	5
	10	45 Belegarde Ouest	9
	11	8600 La Périère	36
	12	2550 Industriel	11
	13	6645 Duranleau	25

Les deux premiers points d'échantillonnage de chaque réseau (points 1 et 2, 7 et 8) ont été prélevés à l'usine de traitement au même moment que l'échantillonnage en usine. Les autres points ont été prélevés dans la matinée de la journée suivante. Cette méthodologie a été élaborée afin de « suivre le chemin de l'eau » et maintenir une qualité d'eau semblable tout au long du prélèvement.

Les responsables des échantillonnages des points en réseau ont pris en note l'heure d'échantillonnage, la température de l'eau ainsi que son pH. La température et le pH du réseau ont été utilisés pour les conditions d'incubation des tests de simulation en laboratoire. L'heure d'échantillonnage est nécessaire pour calculer le temps de séjour dans le réseau au moment de l'échantillonnage. Les points de prélèvement ont été visités après la période de pointe dans le but d'obtenir des temps de séjours plus fiables.

CHAPITRE 5: ANALYSE DES RÉSULTATS ET DISCUSSION

5.1 Influence des conditions d'incubation sur la formation des THM

Premièrement, l'importance relative du pH, de la température et de la dose de chlore sera d'abord présentée. Ensuite, les valeurs obtenues seront comparées avec celles qui ont été observées dans la littérature. En troisième lieu, l'influence du temps de contact entre le chlore et les précurseurs sera abordée. Finalement, dans la dernière section, les conclusions et recommandations suite à l'analyse des données seront présentées.

5.1.1 Analyse des effets du pH de la température et de la dose de chlore

5.1.1.1 Présentations des analyses des paramètres de qualités

Le tableau suivant présente les caractéristiques des eaux lors des essais de validation de l'influence du pH, de la température et de la dose appliquée. Ces paramètres étaient représentatifs des caractéristiques habituelles de ces eaux.

Tableau 5-1 : Paramètres de qualité de l'eau au moment des expériences.

	Eastman 18 mai 2005	Mont-Tremblant 18 mai 2005	Mont-Tremblant 31 mai 2005	Valcourt 31 mai 2005
COT (mg/L)	2,61	3,37	3,15	1,66
UV (cm ⁻¹)	0,06	0,11	0,10	0,04
Couleur vraie (UCV)	4	8	7	3

5.1.1.2 Présentations des résultats des essais sur les paramètres d'incubation.

Le plan d'analyse Box-Behnken donne une combinaison de treize variations du pH, de la température et de la dose. Les résultats des quatre campagnes d'essais sont exposés aux figures 5-1 à 5-4. Le pH et la dose ont été légèrement modifiés par rapport au plan d'analyse initiale dans le but de refléter la moyenne des pH obtenus après l'ajout du tampon et du chlore ainsi que la dose de chlore réellement appliquée à l'échantillon.

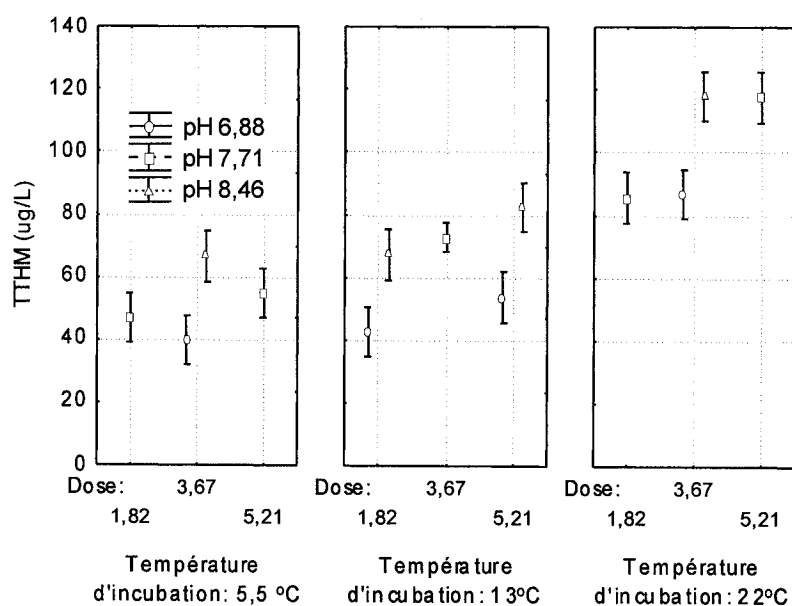


Figure 5-1 : Résultats de l'analyse Box-Behnken de Eastman du 18 mai 2005

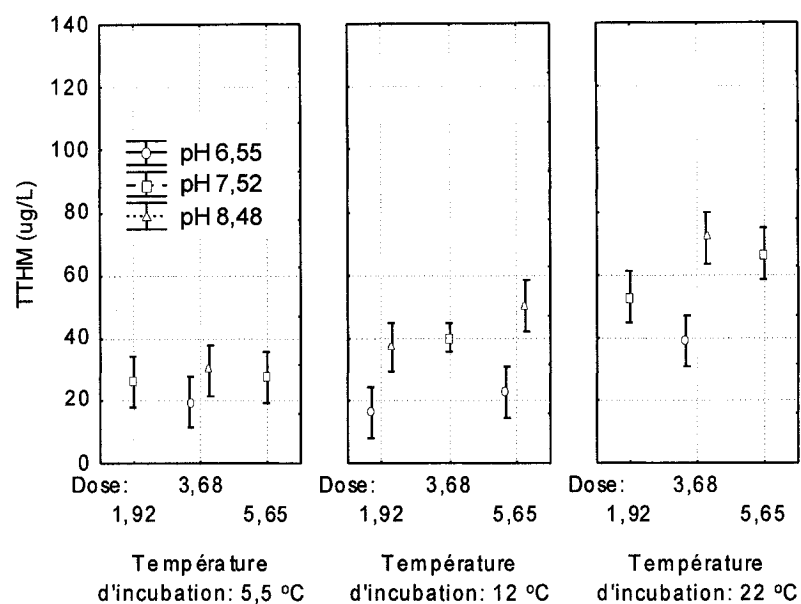


Figure 5-2 : Résultats de l'analyse Box-Behnken de Valcourt du 31 mai 2005

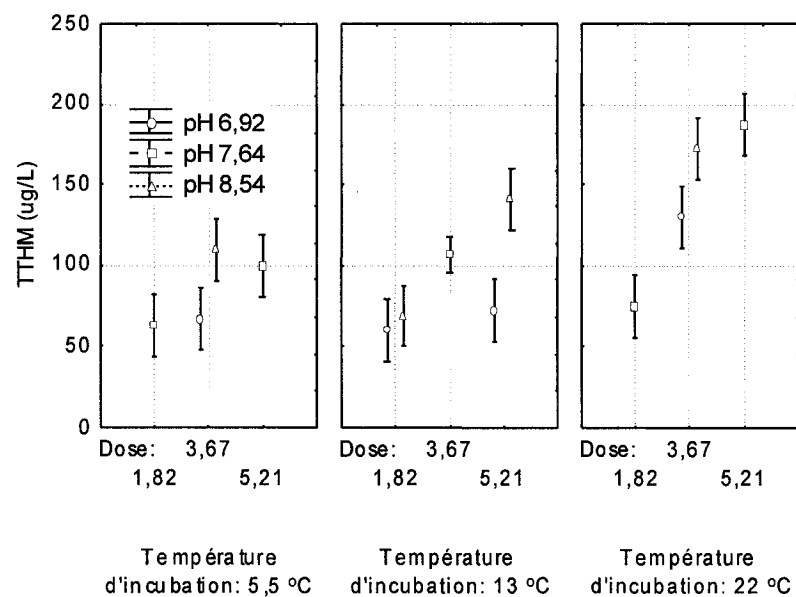


Figure 5-3 : Résultats de l'analyse Box-Behnken de Mont-Tremblant du 18 mai 2005

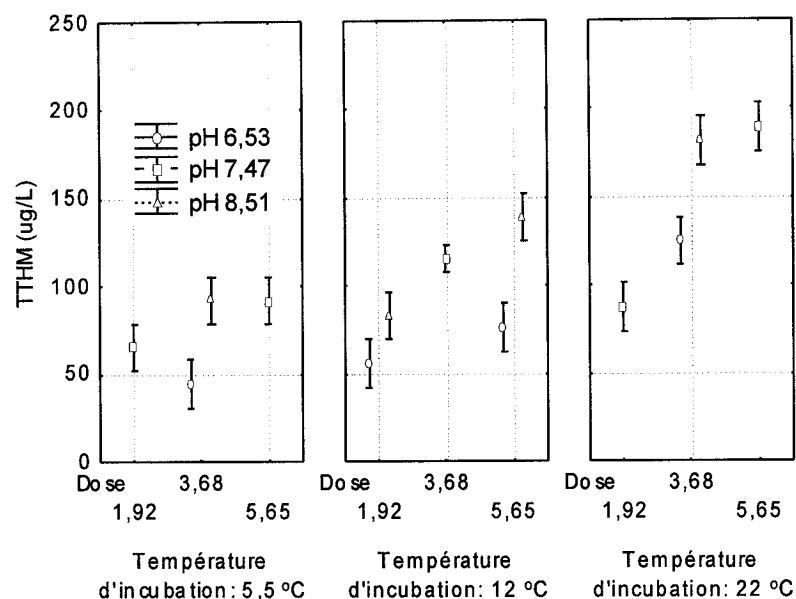


Figure 5-4 : Résultats de l'analyse Box-Behnken de Mont-Tremblant du 31 mai 2005

Les variations de concentration de TTHM sont beaucoup plus importantes pour l'eau de Mont-Tremblant. Ceci est dû, en majeure partie, à la présence de plus de précurseurs dans cette eau. Il est déjà connu que l'augmentation du pH, de la dose de chlore ou de la température augmente la cinétique de formation des THM ainsi que la concentration finale (Amy et al. 1987a). Les résultats obtenus indiquent que l'effet de la dose appliquée dépend de la température de l'eau. À une température de 22°C, la formation des THM est très sensible à la dose. Afin d'isoler ces effets spécifiques, un modèle de régression a été développé.

5.1.1.3 Identification des variables d'importance

Une analyse ANOVA effectuée avec le logiciel Statistica permet d'identifier les variables ayant le plus de poids dans la formation des THM. Le modèle quadratique avec interactions linéaires multiples a été choisi pour la précision de sa prédiction. Ce modèle donne une réponse du type représenté à l'équation 5-1.

$$TTHM = \beta_0 + \beta_1 T + \beta_2 T^2 + \beta_3 Dose Cl_2 + \beta_4 (Dose Cl_2)^2 + \beta_5 pH + \beta_6 pH^2 + \beta_7 T * Dose Cl_2 + \beta_8 T * pH + \beta_9 Dose Cl_2 * pH \quad \text{Éq. : 5-1}$$

Où T représente la température en °C et la dose de chlore est en mg/L.

L'effet standardisé des trois paramètres (pH, T, dose) est exprimé sous forme graphique à la figure 5-5. Les variables non significatives ($p < 0,05$) produisent des effets standardisés inférieurs à 2. Dans tous les cas, on remarque que l'effet linéaire de la température est le facteur dominant pour la formation des THM dans ces essais. Pour trois des quatre essais, la dose vient en deuxième. Dans l'autre cas (municipalité d'Eastman), le pH est la deuxième variable en importance.

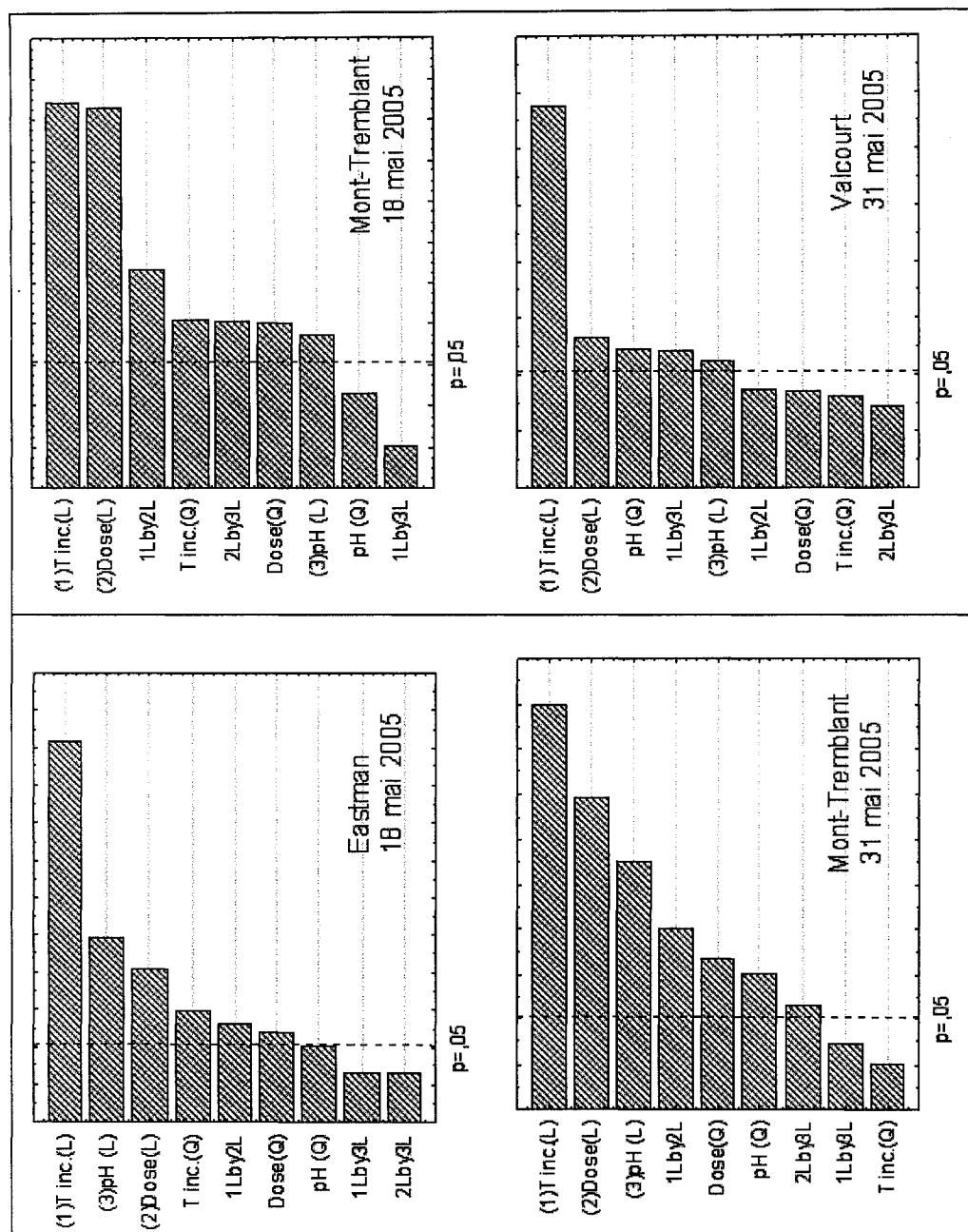


Figure 5-5 : Diagrammes de Pareto des quatre essais

5.1.1.4 Développement du modèle

Les coefficients de régression (β_x) ont été calculés et sont exprimés au tableau 5-2.

Les prédictions de chacun des modèles sont exprimées graphiquement à l'annexe 2.

Tableau 5-2 : Coefficients de régression

	Eastman 18-mai-05	Mont-Tremblant 18-mai-05	31-mai-05	Valcourt 31-mai-05
B	-448,84	-421,31	-804,13	-337,43
T	-3,12	-7,86	-2,93	-4,92
T ²	0,11	0,22	0,00	0,04
Dose Cl ₂	6,30	-44,07	-2,61	-1,10
(DoseCl ₂) ²	-1,96	-5,02	-4,59	-0,79
pH	113,55	132,68	213,36	93,69
pH ²	-6,61	-9,34	-14,00	-6,26
T * Dose Cl ₂	0,44	1,41	1,26	0,18
T * pH	0,18	0,02	0,34	0,68
Dose Cl ₂ * pH	0,84	10,11	4,65	0,93
R²	0,96	0,92	0,95	0,92
N	30	30	30	30

5.1.1.5 Isolation des principaux effets

À partir des équations exprimées au tableau 5-2, la figure 5-6 a été construite afin d'isoler séparément l'effet de la dose de chlore, du pH et de la température. Ceci a été réalisé en appliquant des conditions fixes à deux des trois paramètres et en faisant varier l'autre de la borne inférieure à sa borne supérieure. Ces limites sont les conditions extrêmes d'incubation auxquelles les réacteurs ont été soumis. Les valeurs fixes des paramètres pH et température ont été choisies pour représenter le test de THM uniformisé effectué dans le cadre de l'objectif 3 portant sur la fréquence et la durée d'échantillonnage nécessaire pour statuer sur la norme de THM (voir tableau 5-3). La dose de chlore de 4 mg/L a été préférée car elle est située à mi-chemin entre la

dose inférieure et la dose supérieure. Ces valeurs sont exprimées au tableau 5-3. En dehors des limites inférieures et supérieures, les courbes ne sont pas illustrées car elles sont hors de l'intervalle de prédiction.

Tableau 5-3 : Valeur de variation des paramètres

	Valeur fixe pour l'analyse des autres paramètres	Valeur limite	
		Inférieure	Supérieure
pH	7,5	6,5	8,5
Température	22°C	5,5°C	22,5°C
Dose de Cl ₂	4 mg/L	2 mg/L	6 mg/L

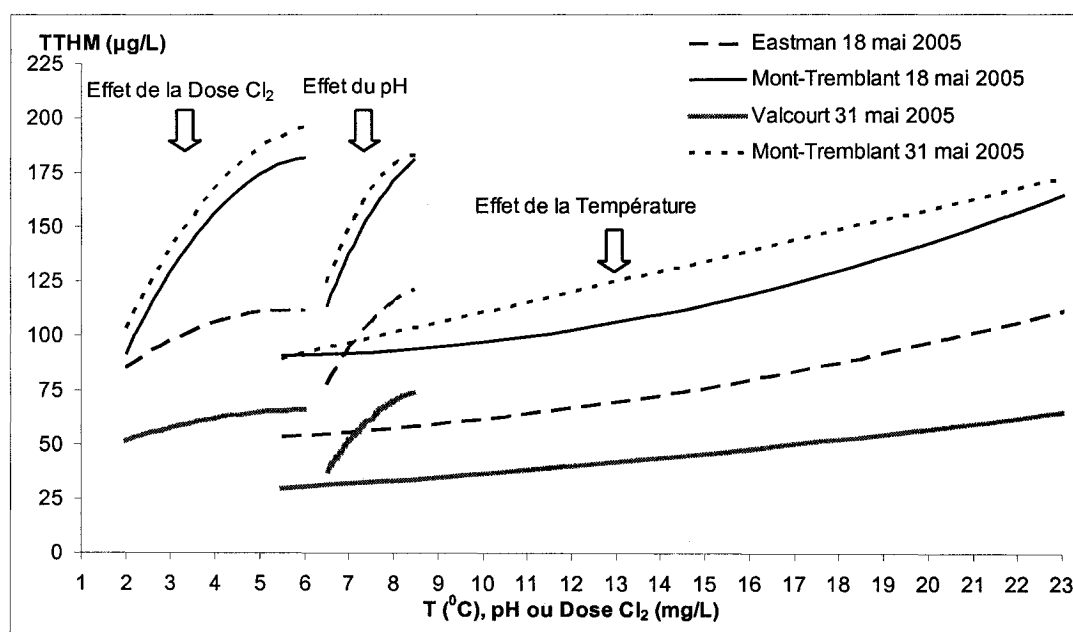


Figure 5-6 : Effets isolés des paramètres

5.1.1.5.1 Effet de la température

L'équation 5-2 est généralement utilisée pour décrire les effets de température.

$$C_2 = C_1 * \theta^{(T_2 - T_1)} \quad \text{Éq. : 5-2}$$

où

C_1 et T_1 : Concentration de THM en $\mu\text{g/L}$ et température à laquelle l'expérience a été réalisée.

C_2 et T_2 : Concentration de THM en $\mu\text{g/L}$ et température à laquelle l'ont désire projeté le résultat.

θ : Coefficient d'Arrhénius

Pour chacun des essais, la valeur du coefficient θ a été calculée. Les valeurs, présentées au tableau 5-4 sont semblables, ce qui suppose que l'effet de température est peu influencé par le type d'eau. De plus, les valeurs observées sont dans la gamme typique (1,02-1,10) des valeurs couramment rencontrées en génie de l'environnement.

Tableau 5-4 : Valeur de variation du coefficient θ de la température

	Eastman 18 mai 2005	Mont-Tremblant 18 mai 2005	Mont-Tremblant 31 mai 2005	Valcourt 31 mai 2005	Moyenne
θ	1.044	1.037	1.038	1.046	1.041

5.1.1.5.2 Effet du pH

Pour quantifier l'effet du pH, le ratio entre la concentration de THM formée à un pH donné et la concentration formée au pH de 7,5 a été calculé. Le pH de 7,5 a été choisi comme valeur de base car c'est ce pH qui est suggéré pour la mise en œuvre du test de THM uniformisé proposé par cette étude. Il est également plus représentatif d'un pH acceptable pour la protection du réseau de distribution que celui proposé par le gouvernement (Gouvernement du Québec 2005) qui est de 7,0. Les résultats sont exprimés au tableau suivant.

Tableau 5-5 : Effet de la variation du pH sur la formation de THM

pH	Eastman 18-mai-05		Mont-Tremblant 18-mai-05		Mont-Tremblant 31-mai-05		Valcourt 31-mai-05		Moyenne des Ratios	Ratio uniformisé proposé
	TTHM ug/L	Ratio	TTHM ug/L	Ratio	TTHM ug/L	Ratio	TTHM ug/L	Ratio		
6,5	78	0,73	114	0,73	124	0,74	38	0,60	0,70	0,74
6,6	81	0,76	119	0,76	130	0,77	41	0,65	0,74	0,77
6,7	84	0,80	124	0,79	135	0,81	44	0,70	0,77	0,81
6,8	88	0,83	129	0,82	140	0,84	46	0,74	0,81	0,84
6,9	91	0,85	133	0,85	145	0,86	49	0,79	0,84	0,86
7	94	0,88	138	0,88	149	0,89	52	0,83	0,87	0,89
7,1	96	0,91	142	0,90	154	0,92	54	0,87	0,90	0,92
7,2	99	0,93	146	0,93	157	0,94	56	0,90	0,93	0,94
7,3	102	0,96	150	0,95	161	0,96	59	0,94	0,95	0,96
7,4	104	0,98	153	0,98	164	0,98	61	0,97	0,98	0,98
7,5	106	1	157	1	168	1	62	1	1	1
7,6	108	1,02	160	1,02	170	1,02	64	1,03	1,02	1,03
7,7	110	1,04	163	1,04	173	1,03	66	1,06	1,04	1,06
7,8	112	1,06	166	1,06	175	1,05	67	1,08	1,06	1,08
7,9	114	1,07	169	1,08	177	1,06	69	1,10	1,08	1,10
8	115	1,09	171	1,09	179	1,07	70	1,12	1,09	1,12
8,1	117	1,10	173	1,11	180	1,08	71	1,14	1,11	1,14
8,2	118	1,11	176	1,12	181	1,08	72	1,16	1,12	1,16
8,3	119	1,12	178	1,13	182	1,09	73	1,17	1,13	1,17
8,4	120	1,13	179	1,14	183	1,09	74	1,18	1,14	1,18
8,5	121	1,14	181	1,15	183	1,09	75	1,19	1,15	1,19

Le ratio uniformisé proposé représente le ratio maximal observé parmi les quatre municipalités. Il est donc le plus contraignant et peut être utilisé pour corriger des données de THM à différents pH. Il est à noter que l'effet du pH semble relativement homogène pour les trois types d'eaux étudiés.

5.1.1.5.3 Effet de la dose de chlore

La dose de chlore a un double effet sur la formation des THM. Premièrement, en augmentant celle-ci, la cinétique de formation des THM augmente (Summers et al. 1996). Il est possible que cet effet soit partiellement dû à l'augmentation du pouvoir oxydant du milieu lorsque de plus grandes concentrations d'oxydant sont ajoutées à l'eau. Il en résulte ainsi l'oxydation de sites de la MON qui ne seraient pas oxydés avec une plus faible dose de chlore. Deuxièmement, l'augmentation de la dose implique qu'il y aura un résiduel de chlore plus longtemps dans l'eau, ce qui permet la formation de THM pendant une plus longue période.

À la figure suivante, une interprétation possible pour expliquer l'allure des courbes réside dans l'hypothèse de la coexistence des deux mécanismes expliqués précédemment. Ainsi, dans la première partie de la courbe, un accroissement de la dose de chlore augmente linéairement la formation de THM. À partir d'une certaine dose qui varie selon le type d'eau, cette augmentation s'estompe et l'augmentation des THM est alors limitée par la disponibilité des précurseurs. Pour les doses normalement utilisées dans le traitement des eaux potables, on devrait se situer dans la première phase de la courbe : la formation des THM est alors limitée par la dose de chlore appliquée. Par contre, pour caractériser les précurseurs, il est conseillé de se placer dans la deuxième partie de la courbe et ainsi minimiser l'effet de la dose de chlore. Pour ce faire, il faut utiliser une dose de chlore suffisante pour maintenir un résiduel dans l'eau après une période d'incubation déterminée. C'est d'ailleurs la stratégie actuellement employée au Québec (maintien d'un résiduel de 0,5 mg/L après 24 hr). Cependant, pour les besoins de statuer si une eau risque d'excéder la norme des THM, il apparaît incontournable de définir le plus précisément possible la dose de chlore représentative de celle utilisée dans un système donné.

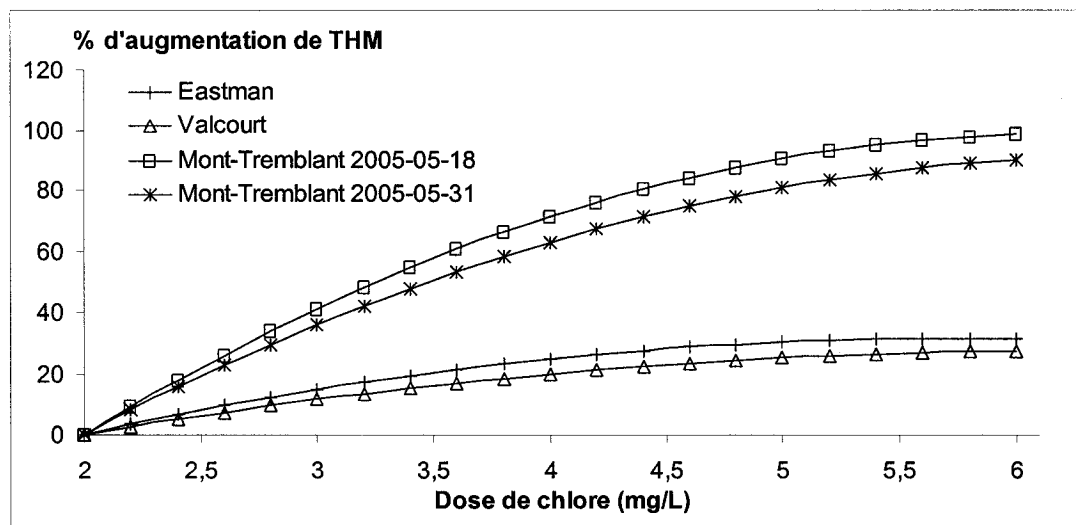


Figure 5-7 : Pourcentage d'accroissement de la concentration pour des doses de chlore appliquées supérieures à 2 mg/L

5.1.2 Comparaison avec la littérature

Plusieurs auteurs ont trouvé des relations similaires à celles rapportées. Le modèle mentionné par Amy G1998) est illustré à la figure 5-8. Dans ce modèle, la concentration de THM est évaluée de la façon suivante :

$$\text{TTHM} = 10^{-1.385} (\text{COD})^{1.098} (\text{D})^{0.152} (\text{Br}^-)^{0.068} (t)^{0.609} (\text{pH})^{1.601} (t)^{0.263} \quad \text{Éq. :5-3}$$

Les valeurs de THM de ce graphique sont hypothétiques car pour résoudre cette équation, une concentration d'ions bromures de 0.1 µg/L a été posée.

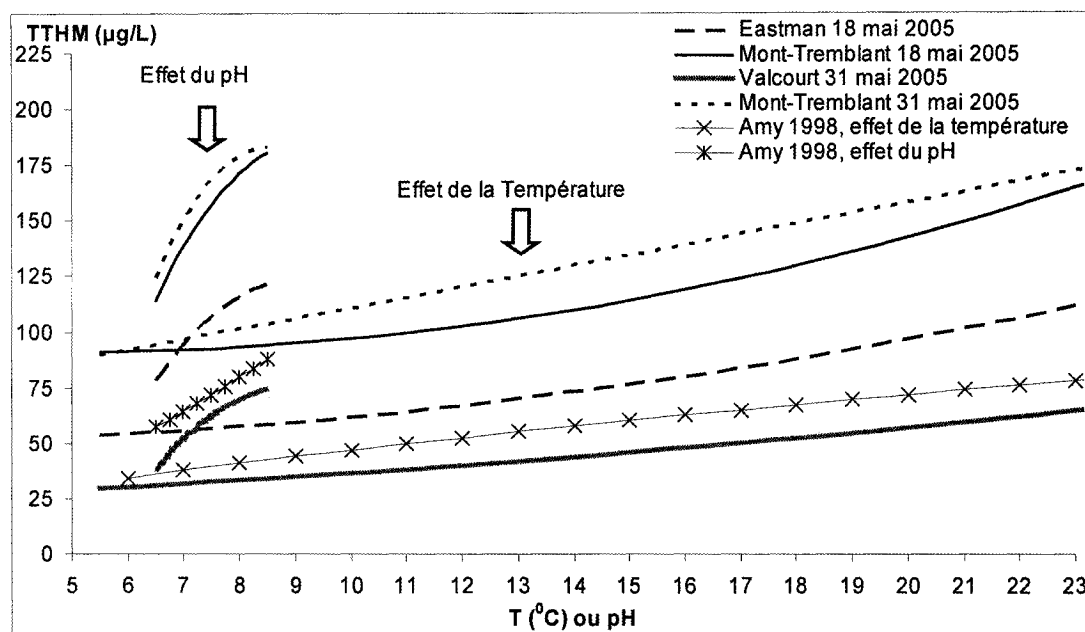


Figure 5-8 : Comparaison des effets des paramètres d'incubation avec le modèle de Amy G1998)

5.1.3 Influence du temps d'incubation

Pour les petits réseaux d'alimentation en eau potable, le dimensionnement des diamètres des conduites est souvent dicté par le débit nécessaire pour la protection contre les incendies. Pour cette raison ou pour d'autres, la consommation d'eau peut s'avérer faible par rapport au débit incendie. Les temps de séjour à l'intérieur du

système sont alors importants. Les essais de THM-SDS et THM uniformisés (0.5 mg/L après 24 h) qui ont été entrepris pour répondre à l'objectif de statuer sur la fréquence et la durée d'échantillonnage ont été réalisés à des temps de contact de 24 et 48 heures. L'objectif de réaliser ces deux temps de contact était de statuer sur l'importance de l'accroissement des THM lorsque le temps d'incubation augmentait de 24 à 48 heures.

Sohn et al. 2004) ont remarqué que la vitesse de formation des THM est lente après 24 heures de temps de contact avec le chlore. On peut donc s'attendre à ce que la différence entre les deux temps d'incubation soit faible. Aux figures 5-9 à 5-12, les doses ont été nommées de la façon suivante :

- D1-24h : Dose ayant un résiduel inférieur à 0,5 à 24h
- D1-48h : Dose ayant un résiduel inférieur à 0,5 à 24h mais incubée 48h
- D2-24h : Dose ayant un résiduel de 0,5 à 24h
- D2-48h : Dose ayant un résiduel de 0,5 à 24h mais incubée 48h
- D3-24h : Dose appliquée au poste de chloration de l'usine et incubée 24h.
- D3-48h : Dose appliquée au poste de chloration de l'usine et incubée 48h.

Pour faciliter la comparaison, le tableau 5-6 donne la synthèse des doses appliquées pour chaque situation.

Tableau 5-6 : Synthèse des doses moyennes appliquées.

	Valcourt	Eastman	Mont-Tremblant	La Conception
D1	1.5	2.0	3.0	5.5
D2	2.0	2.5	3.5	6.0
D3	1.7	2.0	1.2	2.5

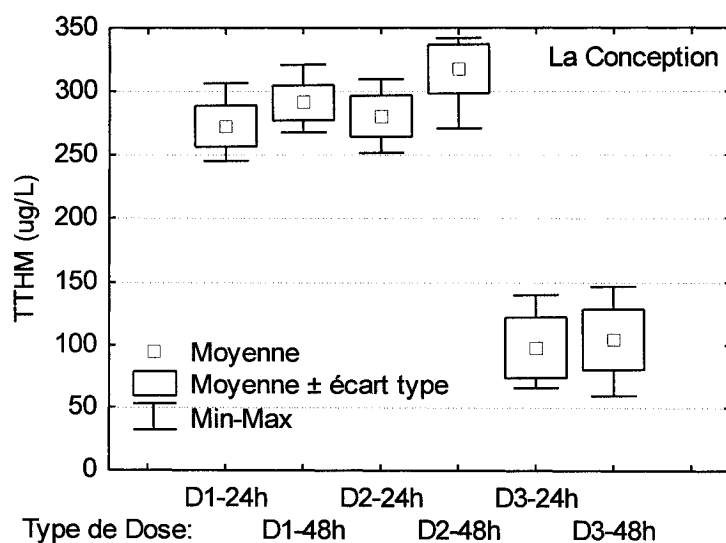


Figure 5-9 : Résultats des temps d'incubation à La Conception

Comme il est possible de le constater, l'influence du temps d'incubation est faible pour la Municipalité de La Conception. De plus, aucun résiduel de chlore supérieur à 0.02 mg/L (limite de détection de la méthode) n'a été constaté après 48h d'incubation pour toutes les doses étudiées. Cette situation explique donc le faible accroissement de THM puisque les précurseurs sont le facteur limitant. Les tableaux 5-7 et 5-8 présentent les augmentations de THM observés pour les doses 2 et 3 des différentes municipalités.

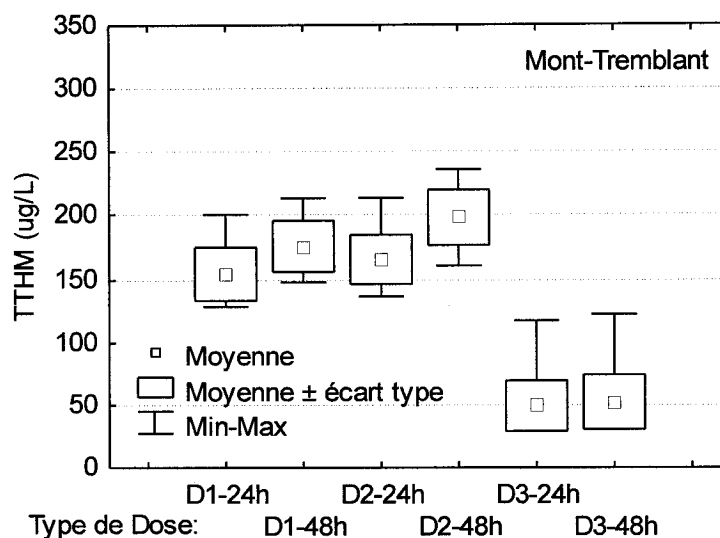


Figure 5-10 : Résultats temps d'incubation à Mont-Tremblant

À Mont-Tremblant (figure 5-10), il a parfois été constaté des résiduels de chlore supérieur à 0.05 mg/L pour l'essai D2-48h. Cela indique que la réaction de formation des THM pouvait alors continuer jusqu'à consommation totale du chlore et ainsi augmenter la différence entre les deux temps d'incubation.

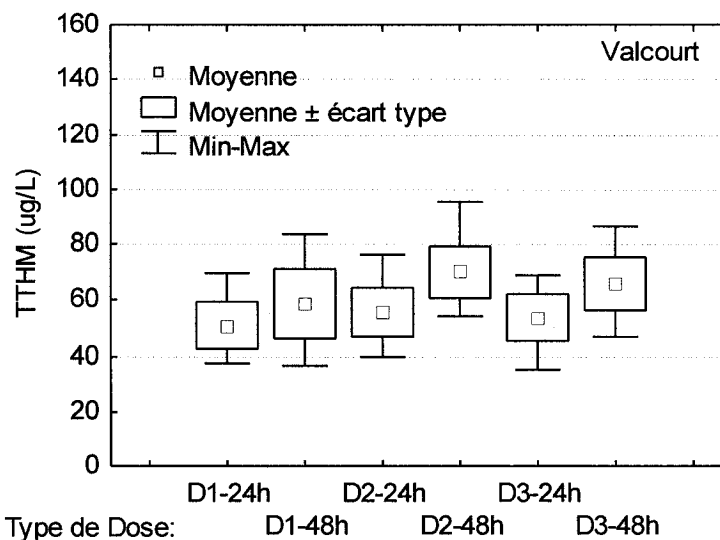


Figure 5-11 : Résultats des temps d'incubation à Valcourt

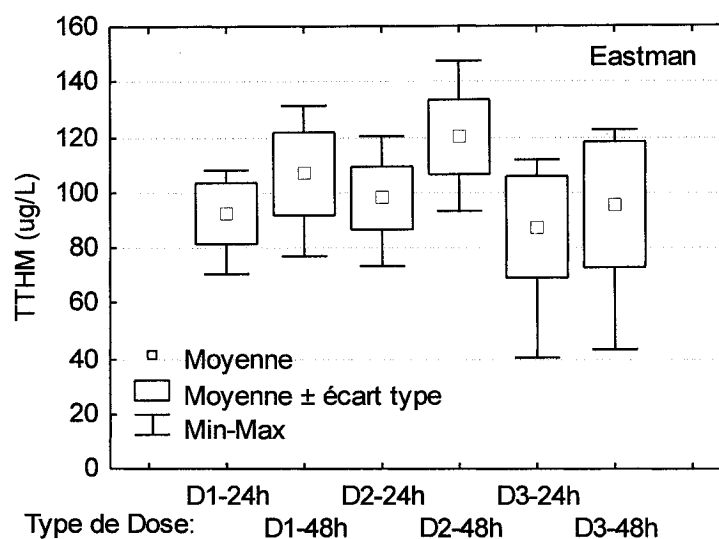


Figure 5-12 : Résultats des temps d'incubation à Eastman

À Valcourt (figure 5-11) et Eastman (figure 5-12), un résiduel de chlore était mesuré à 48h pour la dose D2 et parfois pour les autres doses à 48 h. C'est pour la dose ayant un résiduel de 0,5 mg/L à 24h (D2) que l'impact de la durée d'incubation est la plus importante en raison du fait que c'est la dose de chlore appliquée la plus élevée. Le tableau 5-7 présente un sommaire des écarts observés entre les deux périodes d'incubation pour cette dose.

Tableau 5-7 : Effet du temps d'incubation pour la dose 2 ($C_{\text{résiduel}}$: 0.5 ppm après 24 h)

Ville	THM moyen ($\mu\text{g/L}$)		Différence en %				
	à 24h	à 48h	Moyenne	Minimum	Maximum	Écart type	Coef. Variabilité
Valcourt	56	70	27,3	10,0	72,2	13,0	47,6
Eastman	98	120	22,6	6,4	36,9	7,9	34,8
Mont-Tremblant	165	199	19,7	8,0	35,6	7,5	37,9
La Conception	281	318	13,3	6,0	24,8	4,4	32,9

Ville	THM moyen ($\mu\text{g/L}$)		Différence en $\mu\text{g/L}$				
	à 24h	à 48h	Moyenne	Minimum	Maximum	Écart type	Coef. Variabilité
Valcourt	56	70	13,3	4,9	19,8	3,9	29,5
Eastman	98	120	22,9	6,2	67,5	12,5	54,6
Mont-Tremblant	165	199	31,9	17,1	57,1	11,9	37,3
La Conception	281	318	36,9	18,6	53,2	8,3	22,4

Les écarts de concentration en TTHM entre les deux temps d'incubations varient entre 13,3% et 27,3%. L'écart évalué en pourcentage est plus important pour les villes où des faibles concentrations de TTHM sont observées (Valcourt et Eastman). En valeur absolue d'accroissement de la concentration de THM, les augmentations sont cependant plus élevées pour Mont-Tremblant et La Conception.

Tableau 5-8 : Effet du temps d'incubation pour la dose 3 (dose de l'usine)

Ville	THM moyen (µg/L)		Différence en %				
	à 24h	à 48h	Moyenne	Minimum	Maximum	Écart type	Coef. Variabilité
Valcourt	54,7	68,0	26,5	8,8	97,1	19,2	72,5
Eastman	87,4	95,6	11,7	-23,8	35,2	13,8	117,9
Mont-Tremblant	49,2	52,0	4,4	-13,8	19,8	7,7	176,3
La Conception	97,8	104,5	3,9	-10,5	15,7	7,2	185,0

Ville	THM moyen (µg/L)		Différence en µg/L				
	à 24h	à 48h	Moyenne	Minimum	Maximum	Écart type	Coef. Variabilité
Valcourt	53,1	65,7	13,5	4,4	34,3	7,0	51,7
Eastman	90,8	99,0	9,8	-24,8	30,8	12,7	130,4
Mont-Tremblant	52,1	56,1	1,9	-7,9	6,8	3,4	182,3
La Conception	81,8	94,7	3,9	-14,5	18,6	8,2	209,7

Dans le cas de la municipalité de Valcourt, la dose 3 et la dose 2 ont un effet semblable (27%). Cela est dû au fait que le résiduel de chlore persiste jusqu'à 48h pour cette dose. Pour les autres municipalités, le chlore libre résiduel est entièrement consommé peu après 24 h et la différence entre les deux temps d'incubation est par conséquent minime.

5.1.4 Recommandations sur le choix des paramètres d'incubations

5.1.4.1 Température d'incubation

La température d'incubation est le paramètre d'incubation le plus important. L'incubation à la température du réseau impose cependant au laboratoire la disponibilité d'au moins un incubateur à température contrôlée. Afin de simplifier la procédure de mise en œuvre de l'essai, il est recommandé d'effectuer l'incubation à 22°C. Pour connaître la concentration équivalente de THM, il est possible de convertir la concentration à 22°C à la concentration attendue pour la température moyenne annuelle, selon l'équation 5-2. Par exemple, une concentration de THM de 130 µg/L à

22°C est équivalente à une concentration de 80 µg/L à 10°C, soit la température annuelle moyenne des eaux de surface dans la région de Montréal.

5.1.4.2 Dose de chlore appliquée

La dose de chlore appliquée est également un facteur très important qui doit être précisé après une analyse approfondie du système à l'étude. Deux types de doses sont recommandés.

Pour caractériser les précurseurs.

Il est conseillé d'utiliser des conditions de chlorations pour lesquelles les précurseurs sont le facteur limitant la formation des THM. Pour ce faire, utiliser une dose de chlore suffisante pour maintenir un résiduel dans l'eau après une période d'incubation déterminée. C'est d'ailleurs la stratégie actuellement employée au Québec (maintien d'un résiduel de 0,5 mg/L après 24 hr).

Pour évaluer le risque de dépassement de la norme en réseau.

L'utilisation d'un dosage laissant un résiduel après 24h apparaît comme une pratique conservatrice dans l'optique de la vérification du dépassement de la norme. Et ce, particulièrement pour les installations aux prises avec des concentrations élevées de précurseurs de THM. Il est donc recommandé que la dose de chlore requise pour un système donné soit validée préalablement à la réalisation d'un essai de THM-SDS. Cette validation consiste à définir la dose requise pour assurer les obligations réglementaires. Actuellement, le RQEP Gouvernement du Québec (2005) exige d'une filière de traitement qu'elle rencontre ces trois critères :

1. Les objectifs d'inactivation des virus (article 5 & 6 du RQEP),
2. Les objectifs d'inactivation de *Giardia* (article 5 du RQEP),
3. L'obligation de maintenir une concentration minimale de 0.3 mg Cl₂/L à la sortie de l'installation de traitement (article 8 du RQEP)¹.

Dans le cas où les conditions prévues suite à la mise aux normes des installations sont différentes des conditions actuelles, il faudra réaliser les essais de THM-SDS avec les conditions prévues de chloration. Par exemple, en cas d'ajout d'UV, l'inactivation de *Giardia* et de deux log de virus sera pris en charge par cet ajout. La désinfection au chlore nécessaire ne sera plus que de deux logs de virus. De plus, si l'exploitant désire conserver une concentration de chlore supérieure aux exigences minimales à la sortie du traitement, c'est la dose nécessaire pour obtenir cette concentration qui devra être appliquée. Advenant le cas où l'installation applique deux doses de chlore ou lorsqu'il y a rechloration en réseau, la somme de toutes les doses devra être appliquée pour le test de THM-SDS.

5.1.4.3 Acidité de l'eau

Une hausse du pH augmente la formation de THM. Pour les quatre essais effectués, l'influence du pH sur la formation des THM a été comparée à la valeur de référence du pH de 7.5. Pour un pH de 6.5, 70% des THM sont formés alors qu'à un pH de 8.5, l'augmentation des THM a été de 15% comparativement à la valeur de référence. Bien que le pH puisse parfois être plus faible dans les réserves, il est recommandé que le pH du réseau soit utilisé pour la réalisation des essais. Il est en effet assez complexe de réajuster le pH lors de l'incubation. Par ailleurs, il est essentiel que des considérations soient données au contrôle de la corrosion. En effet, il est généralement admis que la distribution d'une eau faiblement alcaline et acide augmente les

¹ Pour les installations désirant se prévaloir du critère d'exclusion de la filtration, la dernière contrainte est généralement la variable limitante.

problèmes de corrosion du fer, du plomb et du cuivre. Avant de réaliser le test de THM-SDS, il est donc important de statuer sur cette problématique. Dans tous les cas, il n'est pas recommandé de procéder à des essais de THM-SDS pour des pH inférieurs à 7.0. Il est également recommandé de tamponner les échantillons.

5.1.4.4 Temps d'incubation

Les temps de séjour d'un système de production sont très variables et dépendent de la conception hydraulique du système, de la production et des demandes en eau. La standardisation du temps d'incubation entraîne nécessairement un biais, favorable ou non. Selon les systèmes à l'étude, il a été observé lors des essais d'incubation que la concentration de THM augmentait de 13 à 27% lorsque le temps d'incubation passait de 24 à 48 h.

Il est donc recommandé que la mise en œuvre des essais de THM-SDS soit faite sur la base du temps de séjour approximatif au point de contrôle réglementaire, soit en bout de réseau. Comme ce point de contrôle a été accepté par le MDDEP, l'hypothèse est faite qu'il est représentatif de l'exposition maximale aux THM. Cet aspect demeure cependant un point faible de la procédure. En effet, dans les petits systèmes l'hydraulique des réseaux de distribution est souvent mal connue.

Dans le cas où pour la mise aux normes des installations, des modifications à la filière de traitement sont envisagées, il faudra estimer le temps de séjour maximal anticipé pour le point réglementaire suite aux modifications.

5.1.4.5 Exemple de calcul d'ajustement de la concentration de THM par la température et le pH.

La température a un effet majeur sur la formation des THM et la température recommandée de 22°C ne représente pas la température moyenne annuelle des eaux

de surface qui est inférieure à 22°C au Québec (aux alentours de 10°C dans la région de Montréal). Pour palier à cette différence dans l'interprétation du test, un ajustement en fonction de la température doit être fait pour chaque type d'eau. Par exemple, pour une ville dont l'eau brute a une température moyenne de 12°C, la valeur ajustée à partir d'une concentration de THM de 120 µg/L à 22°C se calcule ainsi:

$$C_{10} = 130 / 1.041^{(22-12)} \quad \text{Éq. : 5-4}$$

où

C_{10} : Concentration de THM en µg/L ajustée à 10°C.

1.041: Coefficient d'Arrhénius (θ)

Dans ce cas, C_{10} donnera 80 µg/L de THM.

Un ajustement doit aussi être fait en fonction du pH. Pour se faire, le ratio correspondant au pH de l'eau distribuée de la ville doit être appliqué. Prenons l'exemple précédent et supposons que le pH de l'eau distribuée de la ville est de 7,0. Le nouveau C_{10} sera :

$$C_{10} = 80 * 0.89 \quad \text{Éq. : 5-5}$$

où

C_{10} : Concentration de THM en µg/L ajustée à 10°C et à un pH de 7,5.

80 : Concentration de THM en µg/L calculé grâce à l'équation 5-3

0.89 : Ratio pris du tableau 5-5

Après ajustement du pH, le C_{10} passe à 71 µg/L de THM.

5.2 Évaluation de la durée et de la fréquence d'échantillonnage requise.

5.2.1 Variation saisonnière de la qualité de l'eau

Les analyses de qualités des eaux brutes des municipalités ont été faites à tous les échantillonnages. Le grand nombre de mesures effectuées ainsi que la période d'échantillonnage de neuf mois ont aidé à cerner les variations saisonnières et ponctuelles des paramètres de qualité. Ces analyses, combinées aux essais de THM, ont permis d'évaluer les différents types d'eau étudiés.

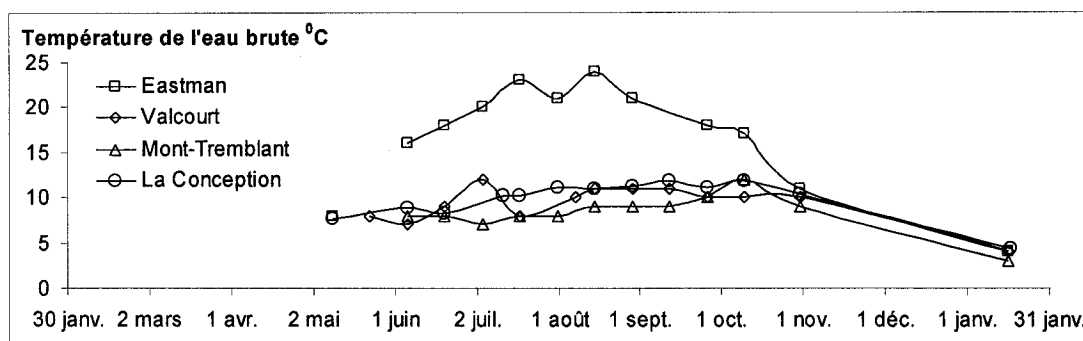


Figure 5-13 : Variation de la température au cours de l'année 2005

Comme la prise d'eau d'Eastman est située à faible profondeur dans le lac, la température de l'eau est sujette à des variations significatives. La température moyenne annuelle de l'eau de cette municipalité est d'environ 12 °C alors que pour les autres municipalités, elle est inférieure à 10 °C.

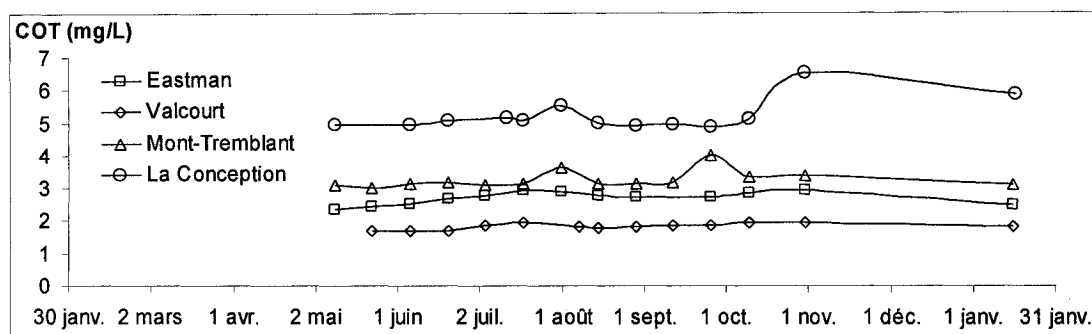


Figure 5-14 : Variation du carbone organique total au cours de l'année 2005

Il est intéressant de constater que, selon les observations effectuées à l'eau brute des municipalités, la concentration de carbone organique total demeure relativement stable tout au long de l'année. Seule la ville de La Conception montre un changement brusque à l'automne. Similairement, l'absorbance UV demeure également stable durant l'année pour les quatre types d'eaux étudiées (figure 5-15). Pourtant, selon Rodriguez et al. (2003), les lacs du Québec reçoivent un apport accru de MON à l'automne à cause du déclin rapide de la végétation. La stabilité du COT et de l'absorbance UV est un facteur qui permet de simplifier la procédure de caractérisation des sites. En effet, l'échantillonnage des eaux pourrait être alors effectué sans devoir attendre une période spécifique de l'année. Cet aspect sera validé plus loin à l'aide des mesures de THM, lesquelles permettront de vérifier si les concentrations observées sont influencées par les saisons.

Par exemple, sur la mesure de COT, d'absorbance UV et de couleur vraie, il est possible d'observer une pointe lors de l'échantillonnage du 26 septembre 2005 à Mont-Tremblant. On verra plus loin que cette pointe s'est également traduite par une hausse des THM. Cette variation ponctuelle a été causée par des pluies abondantes pendant 72 heures avant l'échantillonnage.

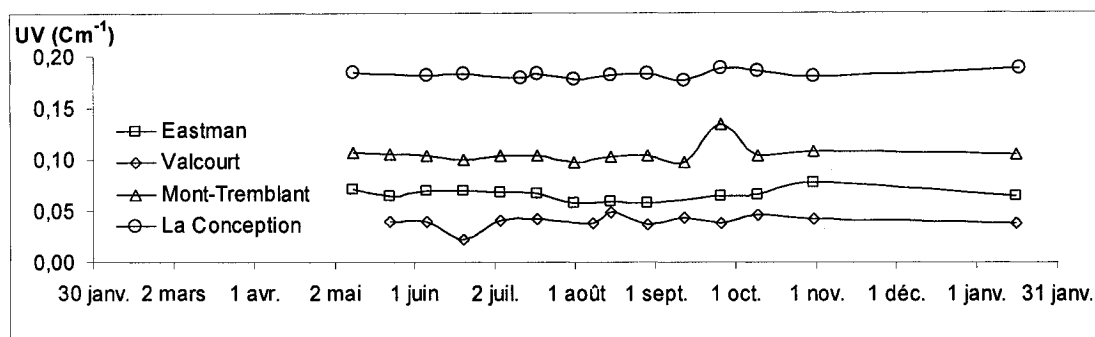


Figure 5-15 : Variation de l'absorbance UV au cours de l'année 2005

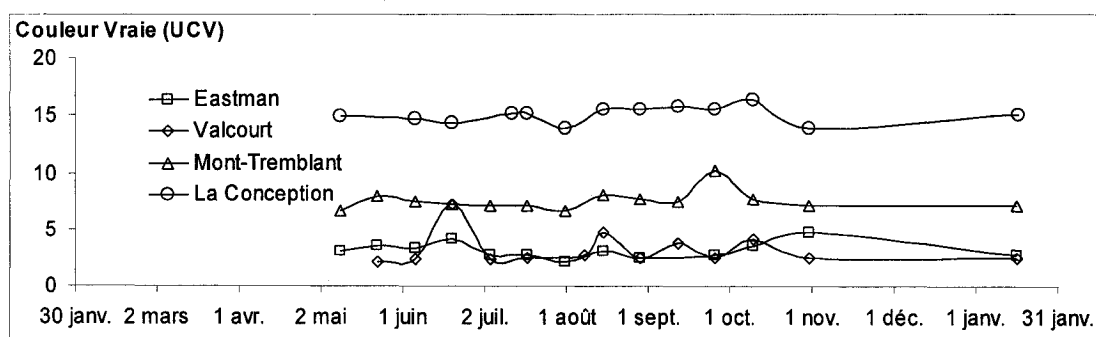


Figure 5-16 : Variation de la couleur vraie au cours de l'année 2005

En ce qui concerne le pH, c'est la variable qui a été la plus stable durant la période de l'étude (figure 5-17).

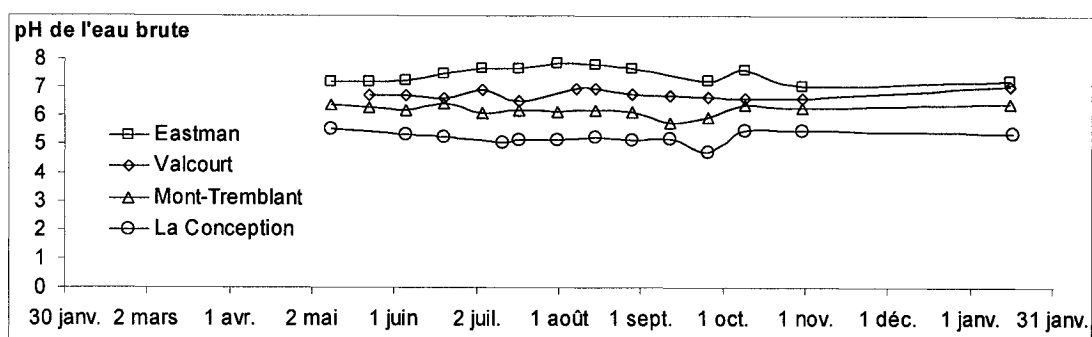


Figure 5-17 : Variation du pH de l'eau brute au cours de l'année 2005

Le dernier paramètre d'évaluation est la demande en chlore. Plusieurs auteurs dont Gang et al. (2002) et Boccelli D. L. et al. (2003) ont associé cette demande à la qualité

de l'eau. À la figure 5-18, les résultats des essais de demande en chlore uniformisés sont montrés. Comme de grandes concentrations de chlore étaient nécessaires dans le cas de la municipalité de La Conception, d'importantes dilutions ont été nécessaires pour évaluer la concentration résiduelle à 5 min. Cela explique une partie de l'instabilité de cette mesure.

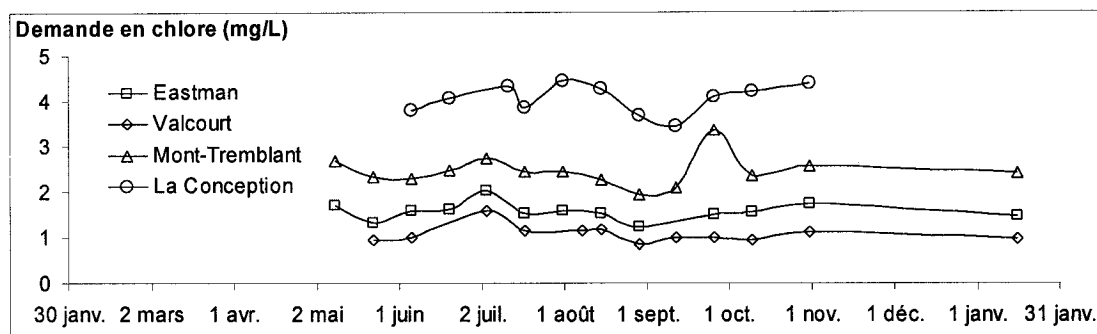


Figure 5-18 : Variation de la demande en chlore uniformisée de l'eau brute au cours de l'année 2005

5.2.1.1 Conclusion sur la variation saisonnière de la qualité de l'eau

Contrairement à l'hypothèse de départ, les faibles variations observées dans l'analyse des paramètres indicateurs de la qualité ont permis de démontrer la stabilité de l'eau des lacs échantillonnés. L'explication la plus plausible pour expliquer ce phénomène est que le grand volume d'eau et le temps de renouvellement de ces lacs² agissent comme tampon où de façon plus imagée comme décanteur géant. Il n'y a pas de raison de penser qu'un lac aurait des variations saisonnières plus grandes que celles observées lors de cette étude. Par contre, la transposition des données vers une autre source d'eau est impossible. Ainsi, il est impossible de prédire la variation saisonnière de la qualité de l'eau d'une rivière ou d'une eau souterraine sous influence d'une eau de surface.

² Seul le temps de renouvellement du lac Tremblant (Mont-Tremblant) est connu (2 ans).

5.2.2 Présentation des résultats des essais de THM simulés en laboratoire

5.2.2.1 Mont-Tremblant

La figure 5-18 présente les résultats des trois types d'essai de THM simulés ainsi que des valeurs de THM directs provenant du suivi réglementaire en réseau de la municipalité. L'abréviation C_r signifie concentration résiduelle de chlore. En plus des trois courbes correspondant aux différentes conditions de chloration, une quatrième courbe a été placée sur la figure 5-18. Cette courbe nommée « Dose de l'usine ajustée » a été construite à partir des données de la courbe « Dose de l'usine ». Les données ont été ajustées pour représenter les conditions de chloration réelles de l'exploitant. En effet, lors des échantillonnages, l'exploitant a prétendu appliquer une dose de chlore d'environ 1,2 mg/L au poste de chloration. Par contre, la dose de chlore réellement appliquée s'est avérée être supérieure à cette valeur. La dose moyenne a été approximée à 2,2 mg/L. C'est avec l'équation 5-7 présentée dans la section 5-3 (paramètres indicateurs) que les concentrations de THM ont été ajustées. Pour la municipalité de Mont-Tremblant, tous les échantillonnages directs de THM ont été réalisés en 2005. Lors des échantillonnages de THM directs, une concentration de chlore libre variant entre 0.1 et 0.25 mg/L de chlore libre a été détectée.

Dans un premier temps, l'écart observé entre la valeur du test de THM-SDS (courbe « Dose de chlore ajustée ») et le réseau peut être dû à trois paramètres. Les trois sources possibles d'erreurs sont le temps de séjour, la température du réseau et le pH d'incubation. Pour ce qui est du temps de séjour, il est difficile de conclure si une incubation de 24h est représentative du réseau. La présence d'un résiduel de chlore libre dans l'eau du réseau de Mont-Tremblant au point de contrôle réglementaire laisse envisager un temps de séjour inférieur à 24h. En effet, lors des expériences en laboratoire, les doses de chlore nécessaires pour obtenir un résiduel de chlore après 24h ont été supérieures à celles utilisées pour le test de THM-SDS et THM-SDS (dose de chlore ajustée). Par contre, l'étendue et la configuration hydraulique du réseau de

Mont-Tremblant, laisse penser que des très long temps de séjour sont possibles dans ce réseau. Le réseau comporte un premier réservoir à l'usine avec un temps de séjour approximatif de 8h et un second réservoir sur le réseau fonctionnant de façon intermittente et dont le temps de séjour est inconnu.

La température et le pH du réseau sont aussi des sources d'erreurs. La température d'incubation au laboratoire a été de 22°C et le pH de 7,5 alors que dans le réseau de distribution, la température moyenne a été d'environ 9°C et le pH de 7. En moyenne, la concentration de THM obtenue par le test de THM-SDS (dose de chlore ajustée) a été de 114 µg/L. Lorsque cette valeur est projetée à la température et le pH du réseau, la concentration de THM descend à 60 µg/L. L'équation 5-2 pour l'ajustement de la température a été utilisée tandis que pour l'ajustement en fonction du pH, les ratios entre différents pH du tableau 5-5 a été utilisé. Une concentration de THM de 60 µg/L correspond à une erreur de sous estimation de la concentration de THM par le test en laboratoire. Avec les trois données de THM réglementaire, l'erreur a été calculée à 18%. Compte tenu des nombreux ajustements effectués et des incertitudes quand au temps de séjour et à la dose de chlore, cette valeur semble excellente. De plus, Rossman et al. 2001) mentionne qu'un apport de précurseurs provenant des conduites du réseau alimente la formation des THM d'un facteur d'environ 15%.

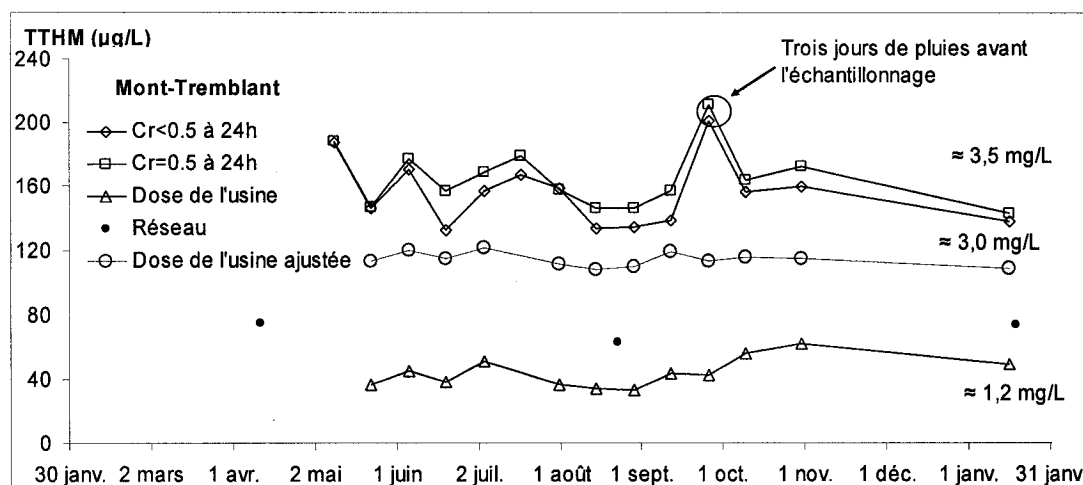


Figure 5-19 : Résultats des mesures de THM réglementaires et des essais de THM-SDS à la municipalité de Mont-Tremblant.

Dans un deuxième temps, il est intéressant de constater que l'effet d'une variation ponctuelle de la qualité de l'eau est plus important pour expliquer les variations de THM que la variation saisonnière. En effet, lors de l'échantillonnage en période pluvieuse (26 septembre 2005), la concentration de THM a augmentée d'environ 140-150 µg/L à plus de 200 µg/L. Tel que discuté précédemment, cette variation était corrélée avec une hausse de l'absorbance UV et du COT.

Lors de cet épisode de pluie, le dosage de chlore à l'usine est demeuré le même. Par conséquent, comme le chlore est le facteur limitant dans la formation des THM, la concentration finale de THM n'a pas augmenté. Pour les deux autres doses, la demande en chlore a augmenté de 1 mg/L passant d'environ 3,5 mg/L jusqu'à 4,6 mg/L pour cet échantillonnage du 26 septembre 2005.

5.2.2.2 La Conception

La figure 5-20 présente les résultats des trois types d'essai de THM simulés ainsi que des valeurs de THM directs provenant du suivi réglementaire en réseau de la municipalité. Dans le cas de la municipalité de La Conception, les données de THM réseau sont celles accumulées depuis les trois dernières années, lesquelles ont été surimposées sur la figure en fonction de la date d'échantillonnage.

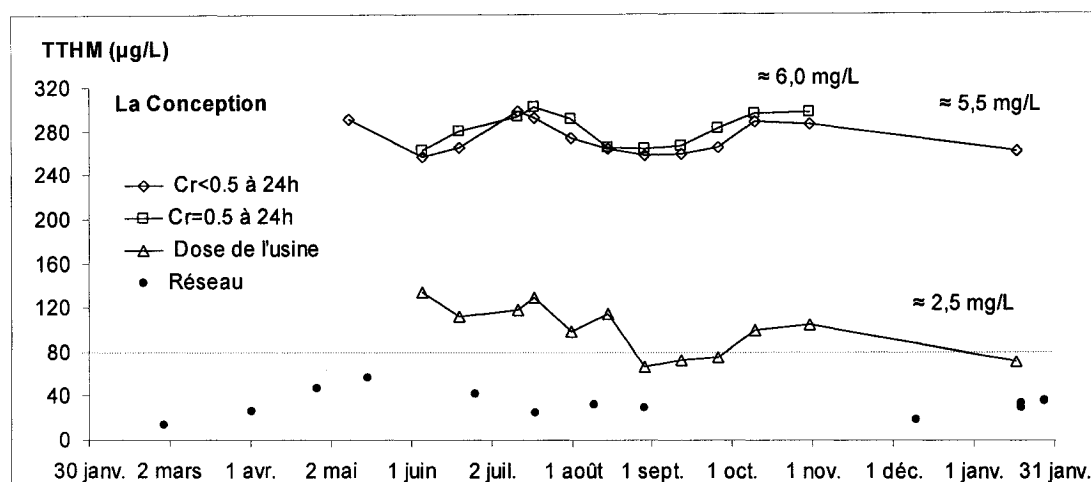


Figure 5-20 : Résultats des mesures de THM réglementaires et des essais de THM-SDS à la municipalité de La Conception.

L'eau brute de La Conception est fortement chargée avec un COT moyen de 5,2 mg C/L. Les doses de chlore nécessaires à l'obtention d'un résiduel 0,5 mg/L après 24h ont été d'environ 6,0 mg/L. La dose appliquée à l'usine est d'environ 2,5 mg/L pour la période estivale. Toutes les doses de chlore utilisées dans les tests de THM au laboratoire entraînent le dépassement de la norme sur les THM. Par contre, les données réglementaires indiquent que cette municipalité rencontre la norme des THM. Deux facteurs importants expliquent cette différence soit le pH en réseau et le temps de séjour en réseau.

Le pH de l'eau dans le réseau est de 5,7 ce qui est inférieur à la plage prescrite par le RQEP (6.5-8.5). La ville tolère ce pH parce que son réseau est entièrement en PVC. Summers et al. (1996) et d'autres ont remarqué qu'un faible pH limite la formation de THM. Rappelons que tous les tests en laboratoire ont été faits à pH 7,5.

En second lieu, bien que le temps de contact soit inconnu aux sites d'échantillonnage des THM réglementaires, il est fortement probable que ce temps soit de beaucoup inférieur à 24h. Cette hypothèse est supportée par trois observations. Premièrement, l'absence de réservoir d'eau potable indique que la production d'eau est ajustée à la demande. La configuration du poste de chloration est montrée à la figure 5-21.

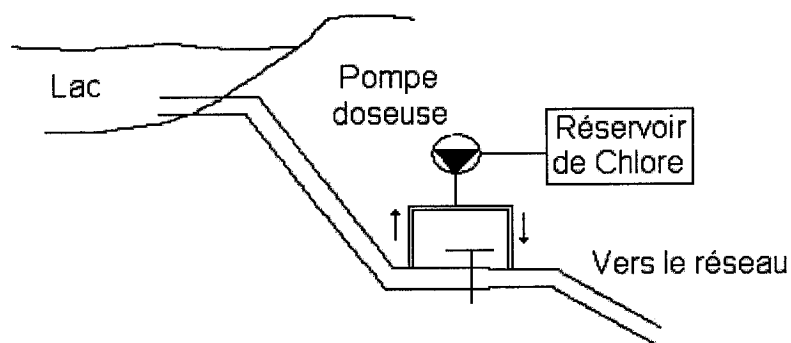


Figure 5-21 : Schéma du poste de chloration de La Conception

De plus, des purges sont ouvertes en permanence dans les culs de sacs (environ 3) afin de limiter les temps de séjour. Troisièmement, au moment de l'échantillonnage des THM réglementaires, il a été détecté jusqu'à 0,6 mg/L de chlore résiduel alors que pour les doses de l'usine le chlore résiduel est toujours absent après 24 h. Selon Rossman et al. (2001), on devrait retrouver moins de chlore en réseau qu'en laboratoire pour un même temps de séjour. Ces auteurs affirment que la concentration de chlore diminue environ 10 fois plus rapidement en réseau que dans des essais en bouteille. C'est à cause de la grande différence entre le temps de séjour en réseau et le temps d'incubation en laboratoire qu'il a été impossible d'ajuster les données en fonction du pH et de la température.

5.2.2.3 Eastman

La figure 5-22 présente les résultats des trois types d'essai de THM simulés ainsi que des valeurs de THM directs provenant du suivi réglementaire en réseau de la municipalité. Notons que pour Eastman, les points de THM réseau sont ceux accumulés depuis les deux dernières années. Étant donné que l'eau d'Eastman possède une faible demande en chlore, la dose normalement appliquée au poste de chloration est généralement suffisante pour obtenir un résiduel de chlore après 24h. Cette situation

explique pourquoi les trois types de doses appliquées lors des essais sont entre 2,0 et 2,5 mg/L. De plus, les concentrations de THM simulés sont relativement stables durant l'année.

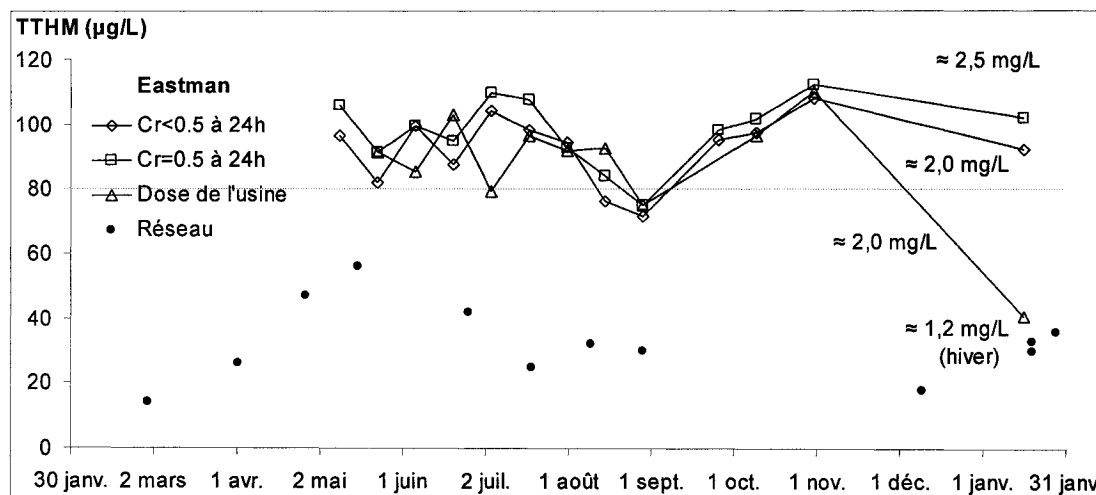


Figure 5-22 : Résultats des mesures de THM réglementaires et des essais de THM-SDS à la municipalité d'Eastman.

Par ailleurs, c'est avec la municipalité de Eastman que l'on voit le mieux l'effet de la variation des conditions de chloration en réseau. La municipalité d'Eastman ajuste la dose de chlore à l'entrée du réseau pour obtenir un résiduel constant à un point donné du réseau. Cette façon de faire entraîne l'ajout d'une plus faible dose en hiver (1,2 mg/L) car la décroissance du chlore lors de cette période est plus faible. Le faible dosage de chlore en hiver est le principal facteur limitant dans la formation des THM lors du test de THM-SDS. On observe donc une diminution importante des THM lors de l'échantillonnage du 23 janvier 2006.

Le point usuel d'échantillonnage des THM est situé à seulement 3 ou 4 km du poste de chloration. Encore une fois, l'absence de réservoir d'eau potable et la grande concentration de chlore aux points d'échantillonnages des THM directs (entre 0.3 et 0.5 mg/L) suggèrent que le temps de séjour est significativement inférieur à 24h. Ce temps de séjour dans le réseau d'Eastman au point d'échantillonnage a été estimé

inférieur à 2h. Cette situation explique probablement l'écart entre le test THM-SDS et les THM réglementaires sur le réseau. La configuration du poste de chloration d'Eastman est décrite à la figure 5-23.

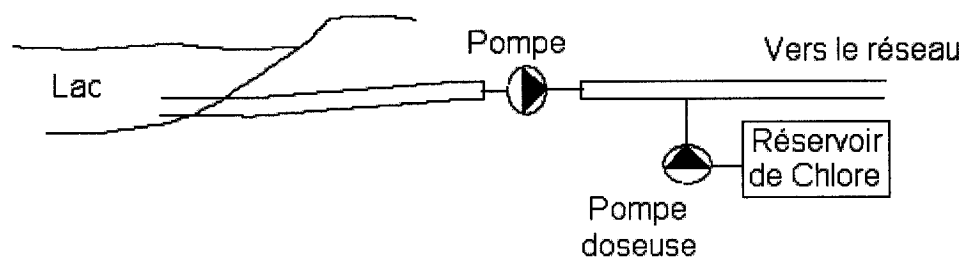


Figure 5-23 : Schéma du poste de chloration de Eastman

Dans plusieurs cas, l'échantillonnage a été fait après la pointe de consommation. Elshorbagy et al. (2000) mentionnent que le temps de séjour est alors minimal. De plus, la température en réseau était souvent inférieure à celle utilisée pour les tests en laboratoire. Comme pour La Conception, la grande différence entre le temps de séjour en réseau d'Eastman et le temps d'incubation en laboratoire empêche de faire un ajustement des données en fonction du pH et de la température.

5.2.2.4 Valcourt

La figure 5-24 présente les résultats des trois types d'essai de THM-SDS ainsi que des valeurs de THM directs provenant du suivi réglementaire en réseau de la municipalité. Les données de THM réglementaires proviennent des deux dernières années.

La grande particularité du réseau de Valcourt est qu'il s'étend sur plus de 18 km. De plus, la présence de deux réservoirs dont un situé à 15 km du poste de chloration implique de très long temps de séjour. Malgré cela, un résiduel variant de 0.03 à 0.15 mg/L est mesurée lors de l'échantillonnage des THM réglementaires. La faible concentration en COT du lac Bowker explique la faible concentration de THM dans le réseau de Valcourt et des autres municipalités desservies par ce réseau.

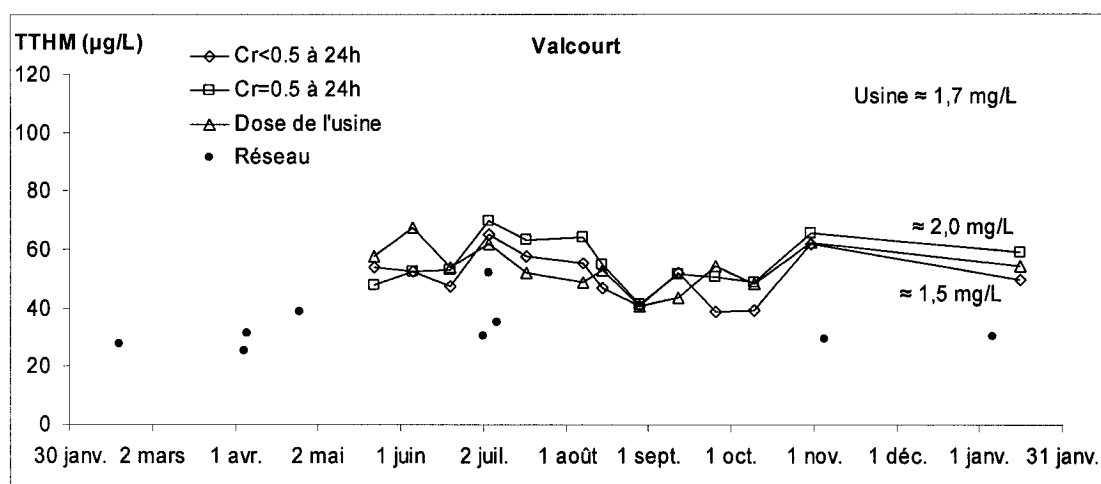


Figure 5-24 : Résultats des mesures de THM réglementaires et des essais de THM-SDS à la municipalité de Valcourt.

Il y a deux variables pouvant expliquer la différence de concentration entre les essais en laboratoire et ceux en réseau. Il s'agit du pH qui est de 7,0 en réseau alors qu'il est de 7,5 en laboratoire et de la température qui est de 22°C en labo alors qu'elle est généralement plus froide en réseau. Une correction de la température et du pH a été

effectuée avec les données du test de THM-SDS et la dose usine. Les résultats sont exprimés à la figure 5-25.

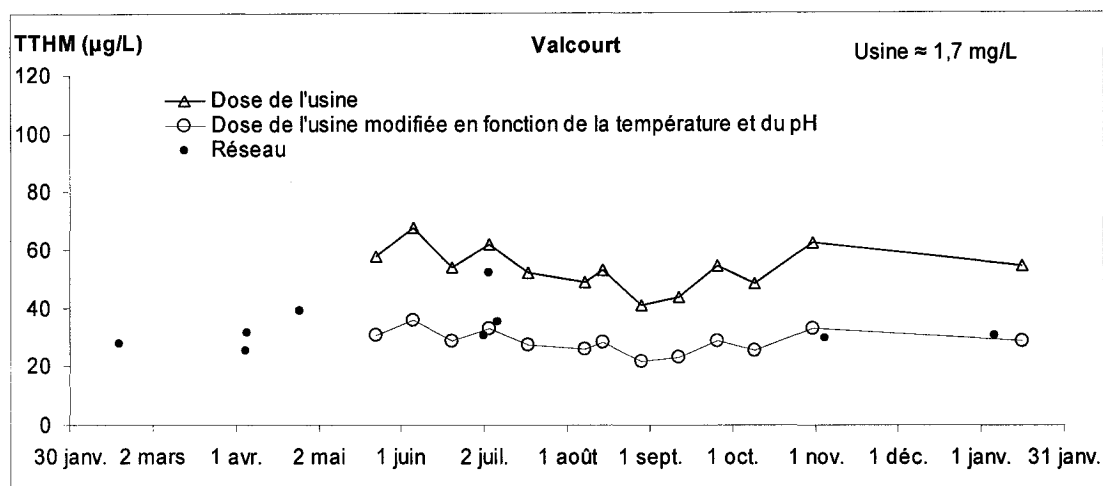


Figure 5-25 : Ajustement des données de Valcourt

Pour évaluer l'erreur de prédiction, la moyenne des concentrations THM obtenue (54 µg/L) avec le test de THM-SDS a été utilisée pour faire les corrections. Avec la correction, les différences entre les valeurs prédites et observées sont de 8% à 38% avec une valeur moyenne de 20%. Par contre les valeurs de THM en réseau sont elles-mêmes éloignées les unes des autres, par exemple les mesures du 4 et 7 juillet 2005 ont 33% d'écart. La figure 5-26 montre les valeurs prédites en fonction des valeurs observées.

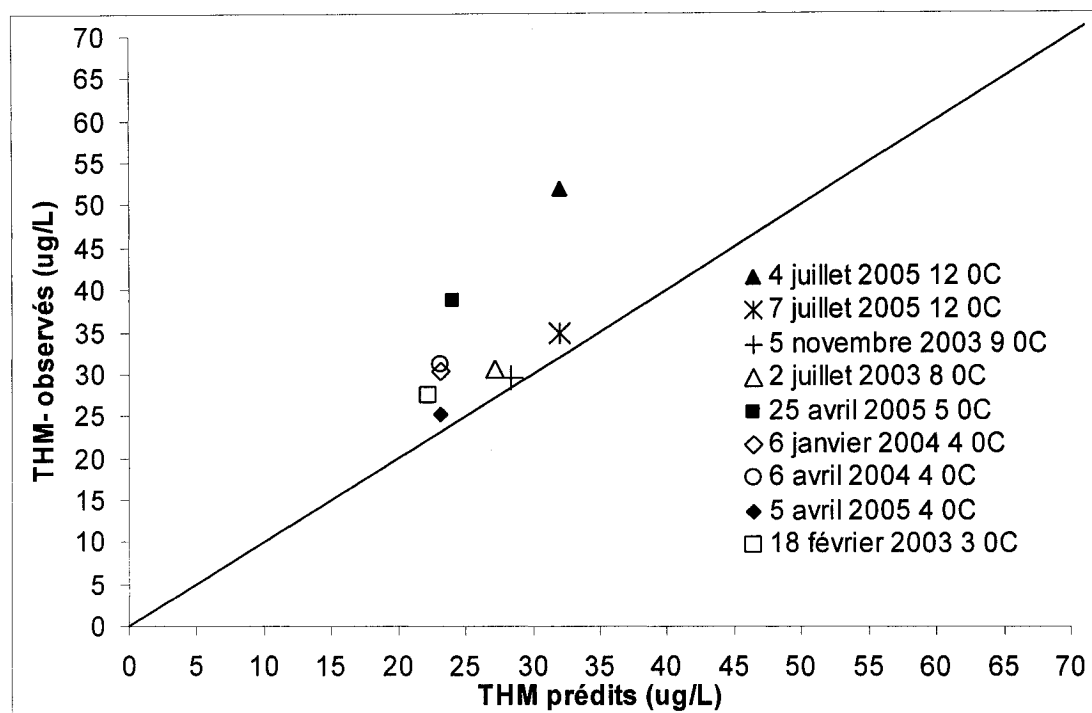


Figure 5-26 : THM prédits en fonction des THM observés à Valcourt

5.2.3 Conclusion et recommandations sur la fréquence et durée d'échantillonnage

Deux conclusions principales se dégagent de l'analyse des résultats des essais menés sur les quatre municipalités participantes.

1. Hormis quelques événements ponctuels, la concentration des précurseurs dans les lacs échantillonnés reste relativement stable au long de l'année. Cette situation fait en sorte qu'un nombre limité d'essais est nécessaire pour caractériser un système. Pour les besoins réglementaires, il est recommandé de procéder à quatre échantillonnages, ce qui apparaît suffisant pour limiter les coûts mais tout de même s'assurer de la stabilité des résultats.

2. La définition de conditions de chloration représentatives est beaucoup plus importante que la caractérisation saisonnière pour les lacs échantillonnés. À titre d'exemple, Eastman et La Conception rencontrent les normes sur les THM grâce à leurs pratiques de chloration. L'absence de réserve d'eau potable dans ces deux villes diminue grandement le temps de contact, ce qui permet de limiter la formation des THM. Dans le cas de Mont-Tremblant, c'est la faible dose de chlore qui permet à cette ville rencontrer les normes en matière de SPC. Il apparaît donc essentiel que le protocole recommandé prévoit une étape préliminaire visant à valider les conditions de chloration mises en œuvre pour le système à l'étude comme mentionné au point 5.1.4.2.

5.3 Évaluation de paramètres indicateurs alternatifs à la mesure des THM

Cette section présente une évaluation de l'utilisation de différents paramètres alternatifs afin de prédire les THM-SDS. Par exemple, l'article 5 du RQEP (avant 2004) imposait que les eaux non filtrées aient une concentration maximale de 3 mg/L de COT. À l'aide des données accumulées pour répondre à l'objectif de caractérisation saisonnière, des modèles de régression ont été développés avec différents paramètres indicateurs de la présence de précurseurs et des conditions d'incubation des TTHM.

Trois paramètres reliés aux précurseurs ont été testés :

- 1) l'absorbance UV_{254} ,
- 2) la concentration de COT,
- 3) la demande en chlore uniformisée (pH 7,5, température de 22°C et temps d'incubation de 24h et 48h).

Les mesures de COT et d'absorbance UV ont été prises avant la chloration des échantillons d'eau. La demande en chlore a été calculée selon l'équation suivante :

$$DCl_2 = C_0 - C_{fin} \quad \text{Éq. : 5-6}$$

où

- C_0 Représente la concentration de chlore 5 minutes après la chloration (concentration initiale moins les composées réagissant rapidement avec le chlore et qui participent peu à la formation des THM)
- C_{fin} Représente la concentration résiduelle de chlore après le temps d'incubation correspondant (24 ou 48h).

5.3.1 L'absorbance UV et la demande en chlore comme indicateurs.

Une matrice de corrélation a été produite pour ces deux paramètres (figure 5-27). Il est possible de constater que la concentration totale de THM (TTHM) est fortement corrélée avec la demande en chlore. L'absorbance UV de l'eau brute n'est pas aussi bien corrélée avec les TTHM que la demande en chlore puisqu'elle ne dépend pas des conditions d'incubation.

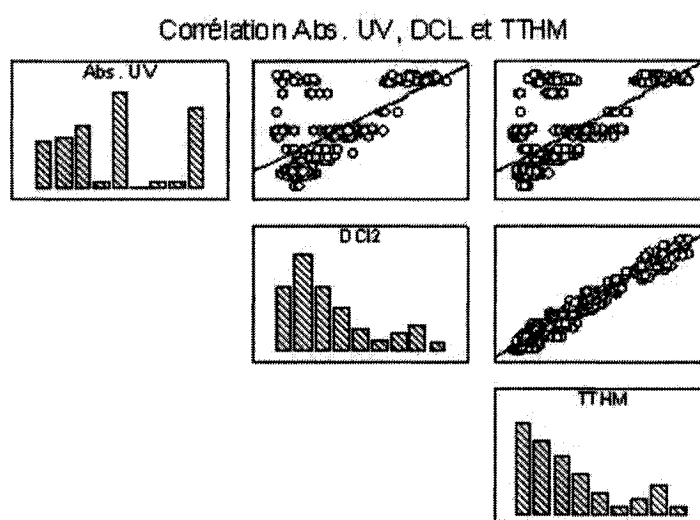


Figure 5-27 : Corrélation de l'absorbance UV de la demande en chlore uniformisée et des THM.

Donc, pour un différent temps d'incubation (24 ou 48 h) ou une différente dose de chlore, la demande en chlore variera alors que l'absorbance UV restera la même. Par exemple, dans le cas de la municipalité de La Conception, la dose appliquée au poste de chloration (dose 3) est d'environ 2,5 mg/L. Cette dose est très petite comparativement aux doses nécessaires pour obtenir un résiduel après 24h d'incubation (entre 5,5 et 6,0 mg/L). Nous avons donc à chaque échantillonnage une absorbance UV qui vaut environ 0.18 et une demande en chlore de 2,5 mg/L pour la dose trois et de 5.2 mg/L (à 24 h) à 6,0 mg/L (à 48h) pour les autres doses.

Kitis et al. (2004) ont déjà démontré qu'il existe une forte corrélation entre l'absorbance UV_{254} d'une eau et le potentiel de formation des THM. Par contre, pour effectuer une régression avec ce paramètre, Korshin et al. (1997) et Korshin et al. (2002) ont préféré utiliser la différence entre l'absorbance UV à l'eau brute et celle de l'eau ayant complété la réaction avec le chlore. Dans ce cas, ce paramètre inclut alors l'effet des conditions d'incubation.

Une régression linéaire multiple a été réalisée en utilisant la demande en chlore et l'absorbance UV comme variables indépendantes. Le coefficient de régression obtenu (R^2) est de 0.98. La figure 5-28 montre les valeurs prédites en fonction des valeurs observées. Le paramètre ayant le plus de poids dans la régression est la demande en chlore ($R^2 = 0.96$). En fait, cet excellent résultat s'explique en partie par le fait que les conditions de pH et de température étaient maintenues constantes. Le pH était ajusté à 7,5 et la température à 22°C.

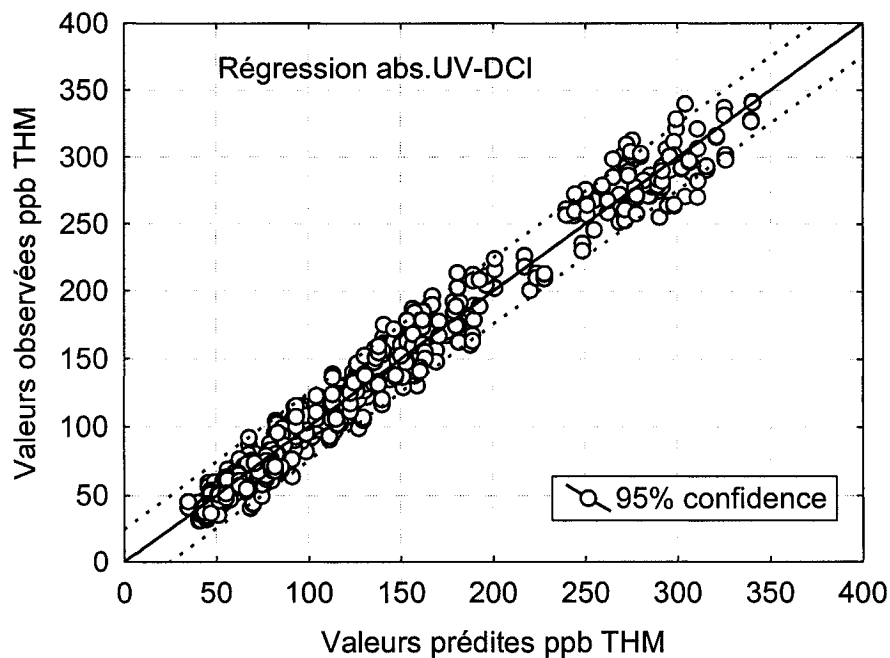


Figure 5-28 : Prédiction des THM en fonction de l'absorbance UV et de la demande en chlore uniformisée.

5.3.2 Le COT et la demande en chlore comme indicateurs.

Le COT représente un paramètre alternatif à la mesure de l'absorbance UV. C'est pourquoi les mêmes types d'écarts que ceux observés précédemment dans les corrélations absorbance UV vs THM sont aussi observés dans les corrélations COT vs THM (figure 5-29).

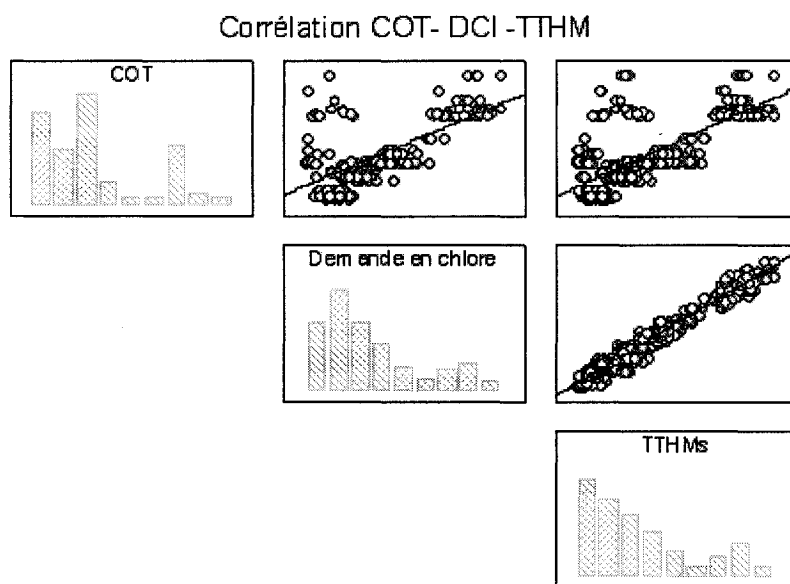


Figure 5-29 : Corrélation du COT de la demande en chlore uniformisée et des THM.

Les prédictions obtenues par cette technique (figure 5-30) sont aussi bonnes que celles obtenues précédemment avec l'absorbance UV et la demande en chlore uniformisée ($R^2=0.98$). Cependant, l'absorbance UV est un paramètre plus simple et économique à mesurer que le COT. Il sera donc plus pratique dans plusieurs cas de prendre le modèle de prédiction obtenue à partir de l'absorbance UV.

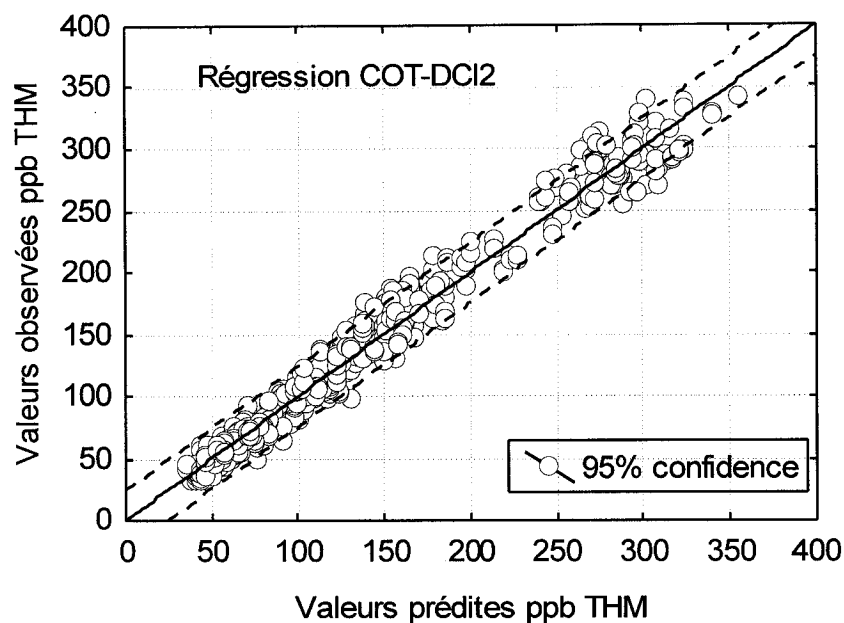


Figure 5-30 : Prédiction des THM en fonction du COT et de la demande en chlore uniformisée.

5.3.3 La demande en chlore comme seul indicateur

Tel que discuté précédemment, la demande en chlore est fortement corrélée ($R^2=0.96$) avec les THM totaux formés. À la figure 5-31, la flèche marque une séparation entre les données de la municipalité de La Conception et les autres municipalités. La présence d'une grande concentration de précurseurs dans le lac desservant cette population explique ce résultat. La figure 5-32 présente la comparaison des données prédites avec celles des données observées.

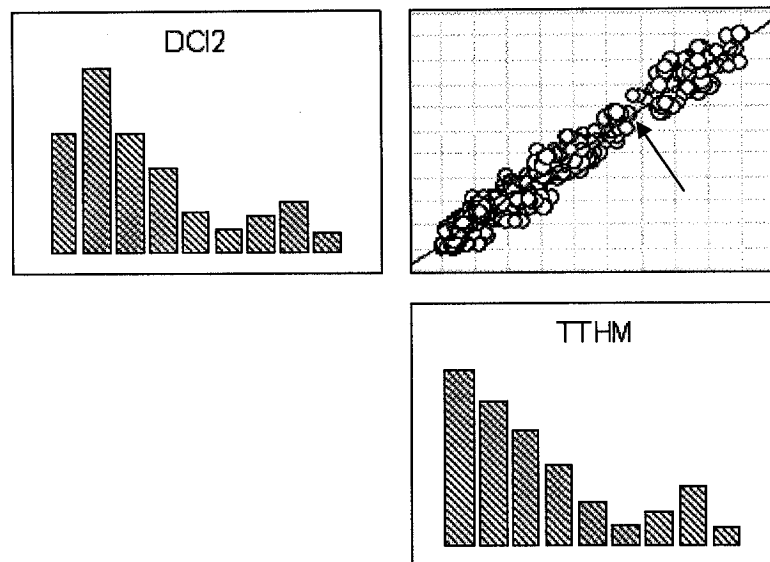


Figure 5-31 : Corrélation du COT et de la demande en chlore uniformisée avec les THM.

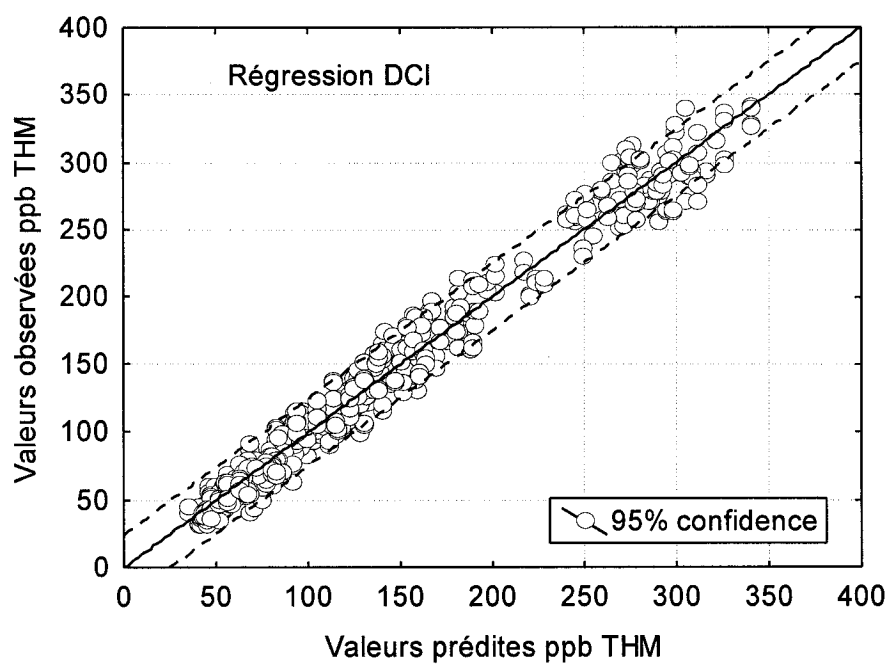


Figure 5-32 : Prédiction des THM en fonction de la demande en chlore uniformisée.

5.3.4 Conclusion sur l'utilisation des paramètres indicateurs alternatifs

Le tableau 5-9 résume les différents coefficients de régression ainsi que les paramètres de régression. La forme du modèle utilisée est la suivante :

$$THM = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \beta_3 X_3 + \text{erreur} \quad \text{Éq. : 5-7}$$

Tableau 5-9 : Coefficients de régression des paramètres alternatifs de prédiction

Stratégie	DCI ₂ β_1	UV β_2	COT β_3	Ordonnée à l'origine β_0	N	R ²
DCI2 uniformisée	71.2	-	-	-8.8	617	0.96
DCI2 + UV	63.6	258.7	-	-19.8	617	0.98
DCI2 + COT	63.1	-	11,3	-29,1	617	0.98

Selon la régression avec le chlore seul, 71,2 µg/L de THM sont formés pour chaque mg de chlore consommé. Cette valeur est supérieure aux valeurs observées par Gang et al. (2002) qui sont de 35 à 48 µg/L de THM par mg de chlore consommé. Par contre, ces auteurs ont utilisé de l'eau brute provenant de lac et de la rivière Missisipi (USA) et ils ont appliqué un test de THM différent du notre (pH 8.0, temps d'incubation de 120h et résiduel de 1mg Cl₂/L).

Dans le cas des régressions avec l'absorbance UV ou le COT, l'ordonnée à l'origine était significativement différente de zéro. Cette valeur varie en fonction des valeurs de COT ou d'absorbance UV de chaque type d'eau. Sur la figure 5-33, deux exemples montrent l'impact de la demande en chlore pour une absorbance UV ou un COT constant. Dans ces cas, qui sont les cas extrêmes dans les données recueillies, les ordonnées à l'origine se retrouvent à 26,8 µg/L pour La Conception et -8,8 µg/L de TTHM pour Valcourt.

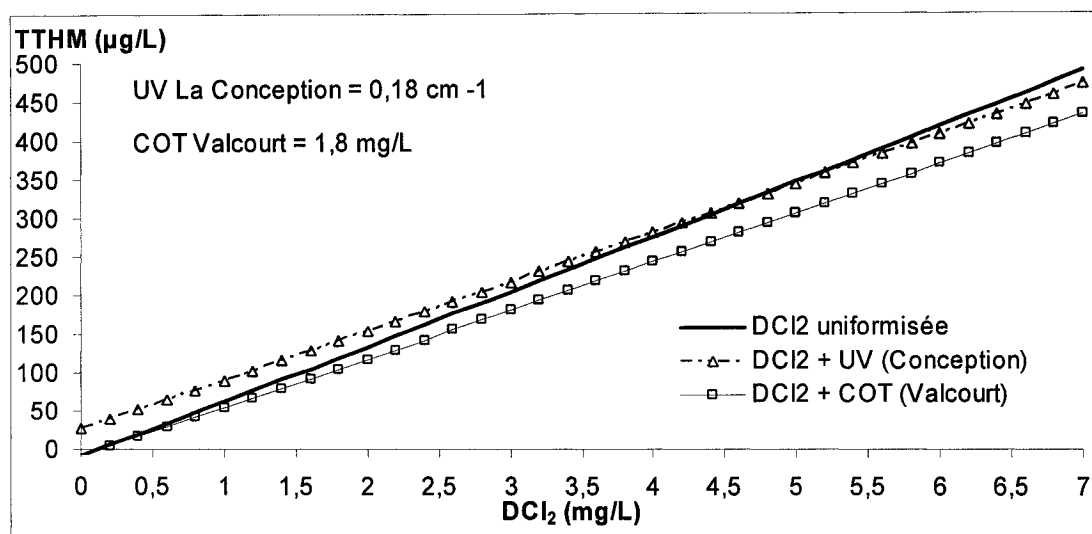


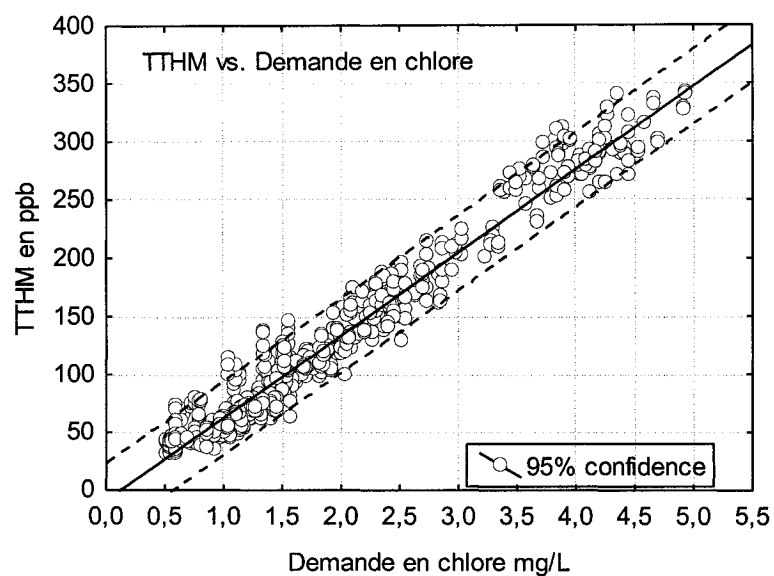
Figure 5-33 : Formation des THM en fonction des paramètres alternatifs

5.3.4.1 Utilisation de la demande en chlore comme substitut à la mesure de THM

La demande en chlore est une analyse simple à réaliser. Elle offre l'avantage de prendre en compte indirectement les conditions d'incubation et la concentration de précurseurs. Ce paramètre offre a priori un outil intéressant pour prédire la formation de THM sans avoir à procéder à la mesure directe de THM.

La figure 5-34 présente la corrélation entre la demande en chlore et les THM pour la région d'intérêt en ce qui concerne l'application de la réglementation. Bien que la corrélation soit excellente ($R^2=0.96$), il est possible de constater que le pouvoir prédictif du modèle est limité à ± 30 µg/L pour un niveau de confiance de 95%. Donc, les systèmes avec des fortes ou très faibles demandes en chlore sont les seuls où il est possible de statuer sur l'application du règlement en utilisant la demande en chlore comme alternative à la mesure de THM direct. Par contre, comme illustré à la figure 5-35, lorsque la demande en chlore augmente, le pourcentage d'erreur sur la prédiction diminue.

(a)



(b)

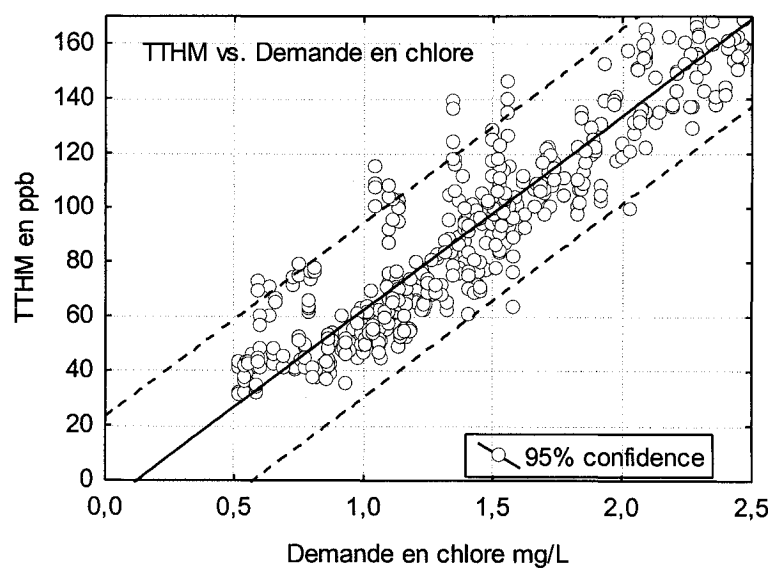


Figure 5-34 : Corrélation entre les THM et la demande en chlore uniformisée. La figure b présente la partie inférieure de la corrélation.

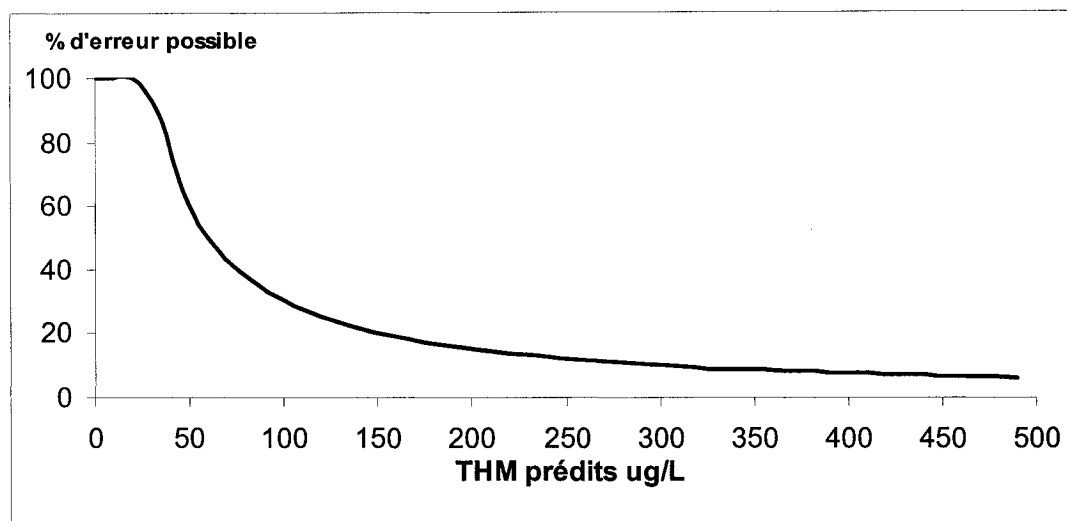


Figure 5-35: Erreur de prédiction des THM à partir de la demande en chlore uniformisée.

5.4 Comparaison des THM réels formés dans un réseau de distribution avec les mesures de THM simulés en laboratoire

5.4.1 Présentation des caractéristiques des eaux

Lors de chaque échantillonnage, les données de qualité des eaux traitées de chacune des usines ont été déterminées. Les eaux présentaient des concentrations de COT variant de 2,2 à 3,0 mg/L. L'absorbance UV est relativement faible, ce qui est indicatif d'une eau ayant subi un traitement physico-chimique. Trois échantillonnages ont eu lieu au début de l'été alors qu'un troisième s'est déroulé en janvier 2006.

Tableau 5-10 : Qualité de l'eau traitée mais non chlorée des usines de Laval au moment des échantillonnages

Réseau	Date	COT (mg/L)	Abs. UV	Couleur vraie (UCV)	T (0C)	pH
Pont-Viau	02-May-05	2,44				
	13-Jun-05	2,57	0,03	0,9	18	6,3
	09-Jan-06	2,97	0,04	2,1	0,5	6,2
Sainte-Rose	13-Jun-05	2,19	0,03	1,1	18	6,2

À partir des données de THM recueillies à la suite de chacun des échantillonnages, un graphique a été construit pour mettre en relation le temps de séjour et les THM formés. La formation des THM a été approximée par une courbe de type logarithmique. Les coefficients de régressions de ces courbes varient d'un essai à l'autre mais restent supérieurs à 0.85 (sauf pour la dose 3b de la première semaine d'essai - 2 mai 2005 qui est de 0.63). Les données de THM mesurés en réseau ont été ajoutées sur chaque figure. À la suite d'essais de modélisation, l'incertitude sur le temps de séjour calculé en réseau a été fixée à ± 1 h. Un tableau représentant les analyses de qualité de chacun des points réseau est associé à chaque graphique.

5.4.2 Présentation des essais de corrélations

Sur les figures 5-37, 5-58, 5-39 et 5-41, les résultats des THM simulés au laboratoire sont comparés avec ceux mesurés en réseau. La dose 1 (résiduel de chlore se situant entre 0 et 0,25 mg/l après 24h) est absente des figures. Cette dose représente des conditions de THM-SDS moins conservatrice que la dose 2 (résiduel de 0,5 mg/l après 24h). Il a été trouvé que les écarts de concentrations de THM observées entre les courbes représentant la dose 1 et les courbes représentant la dose 2 étaient non significatives.

5.4.2.1 Premier échantillonnage à Pont-Viau le 2 mai 2005

La figure 5-36 représente la modélisation hydraulique des temps de séjour pour les points du réseau correspondant à l'usine Pont-Viau. Ce diagramme a été construit grâce au logiciel EPANet et des débits de production des trois usines de la ville lors de la journée d'échantillonnage. L'échantillonnage de ces six points a été fait en matinée entre 8h00 et 9h30 le 3 mai 2005. C'est pendant cette période que l'on remarque les plus grandes variations du temps de séjour. Bien que les temps de séjours diffèrent, les allures des courbes pour les essais des semaines suivantes restent semblable et ne seront pas présentées.

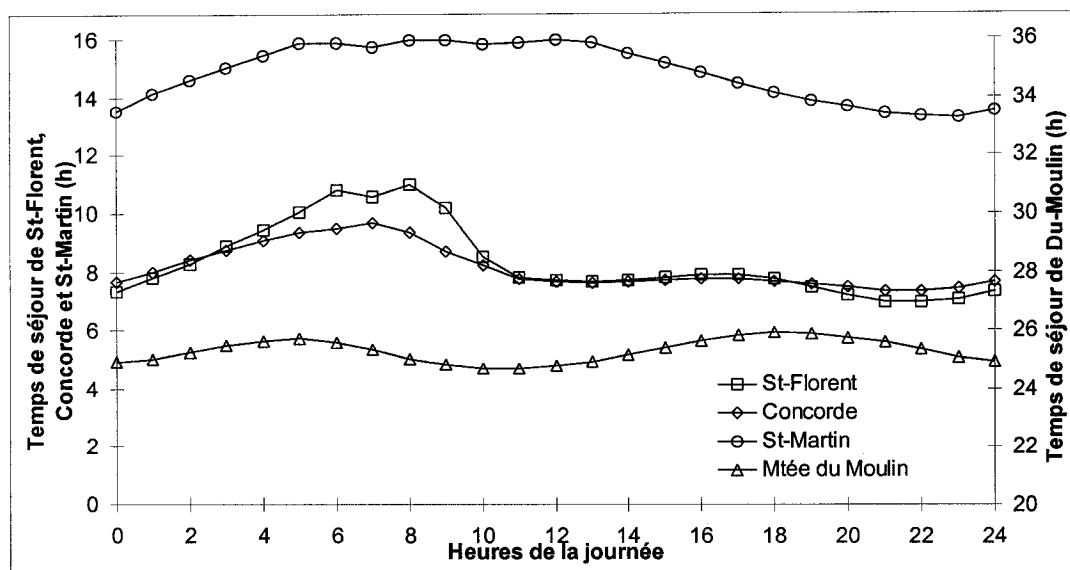


Figure 5-36 : Temps de séjours des points du réseau de Pont-Viau le 3 mai 2005

À la figure 5-37, les résultats des THM simulés au laboratoire sont comparés avec ceux mesurés en réseau. Trois conditions de simulation sont incluses sur cette figure. La dose 3b est celle qui représente de plus près les conditions du réseau. Pour la dose 3a le pH a été tamponné à 7.5. La dose 2 présente les THM obtenus en maintenant une concentration de chlore inférieure à 0,5 mg/L après 24 h.

Trois observations peuvent être faites à partir de la figure 5-35 et du tableau 5-10 :

1. L'eau au point de St-Florent (■) a une concentration en THM inférieure à celle anticipée par son temps de séjour. Elle se distingue des autres points d'échantillonnage qui sont cohérents entre eux par rapport à la progression des THM en fonction du temps de séjour. Au tableau 19, on remarque que la concentration de chlore à ce point est inférieure aux autres points échantillonnés; et ce, même si le temps de séjour de ces mêmes points est supérieur. L'explication la plus probable de ce phénomène réside dans une surestimation du temps de séjour ou à l'effet de la corrosion sur la consommation de chlore. Le diamètre des conduites au point de St-Florent est de 150 mm. La présence de ces petites conduites (ratio surface/volume élevé)

peut expliquer la faible concentration de chlore résiduel mesurée à cet endroit. Par conséquent, si le résiduel de chlore est faible, la vitesse de formation de THM sera moindre et la concentration finale plus faible pour un temps de séjour donné.

2. Excepté le point problématique de St-Florent, toutes les lectures de THM effectuées sur les points en réseau produisent des concentrations de THM supérieures aux tests effectués en laboratoire. Rossman et al. 2001) ont déjà démontré que la présence de précurseurs dans les biofilms et les tubercules pouvait produire un tel phénomène. Ces auteurs ont trouvé une augmentation de 15% des valeurs de THM en réseau comparativement à celles effectuées en laboratoire et ce, même si la demande en chlore en réseau était supérieure. Dans le cas présent, les THM en réseau sont de -21 à +36% plus élevés qu'au laboratoire avec une valeur maximale de dépassement de 9 µg/L de THM.
3. C'est la dose 3a: Administré à l'usine (2,5 mg/L) avec un pH de 7,5 et une température de 8°C qui s'approche le plus des valeurs du réseau. Cette observation est conforme aux attentes. Le pH de la dose 3b: Administré à l'usine (2,5 mg/L) avec un pH ambiant et une température de 8°C est celui de l'eau brute (qui est aux alentours de 6,3) et est largement inférieur à celui du réseau qui a varié entre 7 et 8 dépendamment des échantillonnages. L'ajustement du pH à l'usine de Pont-Viau produit donc une hausse de la formation des THM. Cet effet a été le même pour tous les essais.

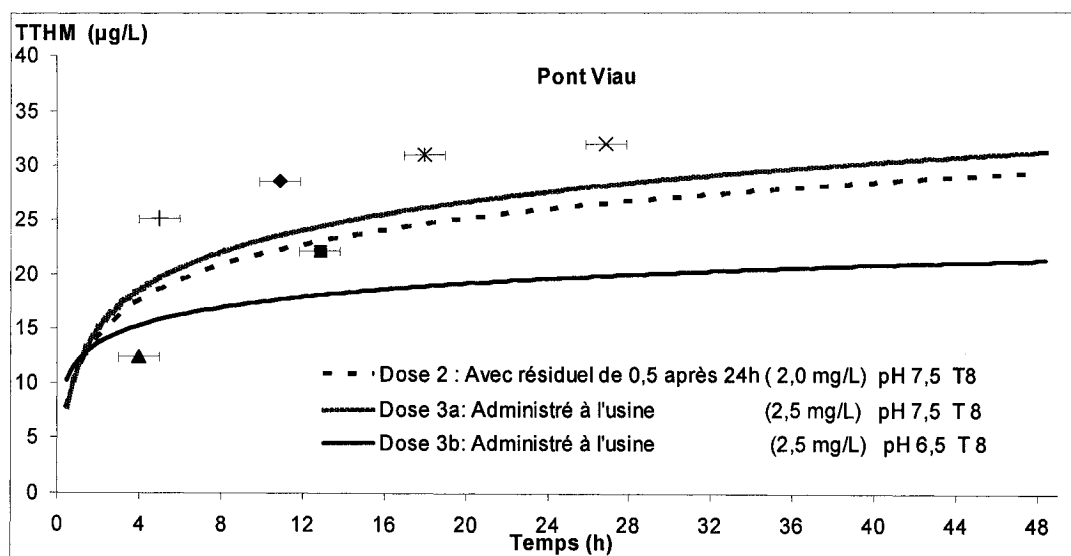


Figure 5-37 : Comparaison labo-réseau : Pont Viau 2 mai 2005

Tableau 5-11 : Points du réseau de Pont-Viau le 2 mai 2005, légende et paramètres de qualités.

Point	Endroit	Temps de séjour (hr)	pH	T °C	Cl ₂ résiduel	Erreur % THM
▲	À la fin du bassin de chloration mais avant la chaux	4	6.8	15	0,87	-21
+	Eau distribuée	5	8.3	9	0,87	36
■	62 St-Florent	12,8	7.8	8	0,11	-12
◆	4100 Concorde	10,9	8.1	6	0,70	19
✱	4000 St-Martin	17,9	8.0	8	0,46	16
✕	455 Mtée Du Moulin	26,8	7.2	8	0,34	11

5.4.2.2 Deuxième échantillonnage, Pont-Viau le 15 juin 2005

À la figure 5-38, la comparaison des THM mesurés en réseau avec ceux simulés au laboratoire est présentée. Trois conditions de simulation sont incluses sur cette courbe.

- Dose 2 : Dose suffisante pour obtenir 0.5 mg/L de Cl_2 résiduel après 24 h (2.5 mg/L)
- Dose 3a : Dose usine (3,4 mg/L) – pH du réseau (7.5)
- Dose 3b : Dose usine (3,4 mg/L) – pH avant chaulage

La dose 3a est celle qui représente le mieux les conditions du réseau.

Les observations suivantes peuvent être tirées des essais sur le réseau de Pont-Viau.

1. À la fin du bassin de chloration mais avant l'ajout de chaux (▲), la concentration de THM est supérieure au reste du réseau. Cela s'explique par le fait que l'eau prélevée à cet endroit est acheminée au laboratoire de l'usine par une petite conduite. Dans cette conduite, la température de l'eau se réchauffe de 8°C à 15°C à cause de l'effet de la pompe d'échantillonnage et du séjour dans la conduite à l'intérieur des sections chauffées de l'usine. Le même phénomène a été observé à l'eau distribuée (+).
2. En omettant le point de St-Florent (■) qui se distingue encore des autres points. Les THM mesurés en réseau sont -44 à 57 % plus élevés que les THM-SDS. En µg/L, le point avant l'ajout de chaux représente le point le plus éloigné de la courbe avec 15 µg/L de THM de plus que la valeur prédite.
3. La dose appliquée à l'usine (2,5 mg/L) est plus élevée que la dose requise (2,0 mg/L) pour maintenir en bouteille une concentration résiduelle de 0,5 mg/L après 24 h. Les conditions THM uniformisé (0.5 mg/L après 24 h) sous-estiment donc la formation réelle de THM.

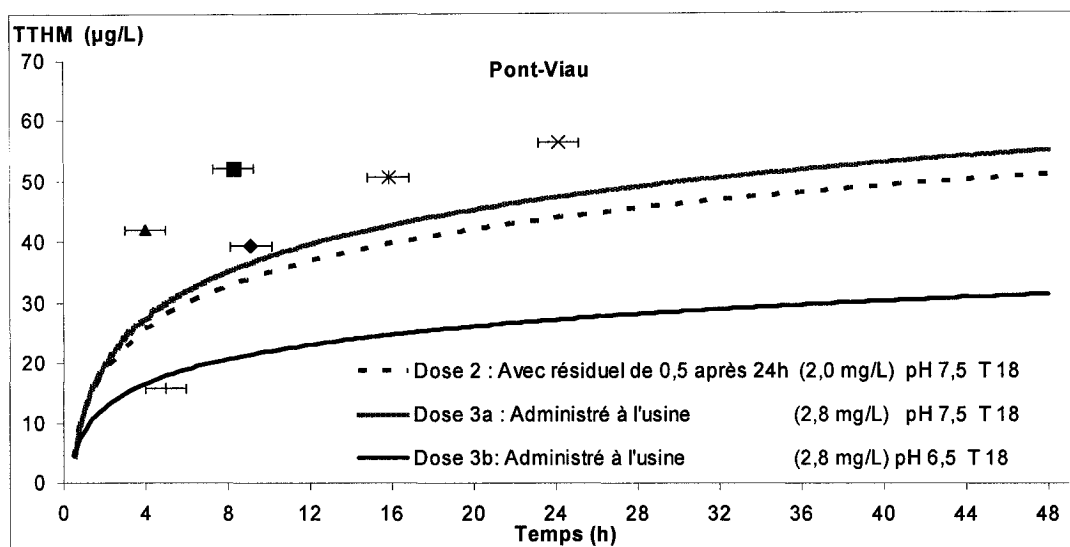


Figure 5-38 : Comparaison labo-réseau : Pont Viau 13 juin 2005

Tableau 5-12 : Points du réseau de Pont-Viau le 15 juin 2005, légende et paramètres de qualités

Point	Endroit	Temps de séjour (hr)	pH	T °C	Cl ₂ résiduel	Erreur % THM
▲	À la fin du bassin de chloration mais avant la chaux	4	6,2	26	1,17	57
+	Eau distribuée	5	7,7	25	1,41	-44
■	62 St-Florent	8,3	7,4	19	0,05	83
◆	4100 Concorde	9,15	7,6	15	0,88	32
✱	4000 St-Martin	15,85	7,5	18	0,46	30
✕	455 Mtée Du Moulin	24,14	7,4	17	0,24	29

5.4.2.3 Troisième échantillonnage, Ste-Rose le 15 juin 2005

À la figure 5-39, la comparaison des THM mesurés en réseau avec ceux simulés au laboratoire est présentée. Trois conditions de simulation sont incluses sur cette courbe.

- Dose 2 : Dose suffisante pour obtenir 0.5 mg/L de Cl_2 résiduel après 24 h (2,25 mg/L)
- Dose 3a : Dose usine (3,4 mg/L) – pH du réseau (7.5)
- Dose 3b : Dose usine (3,4 mg/L) – pH avant chaulage

La dose 3a est celle qui représente le mieux les conditions du réseau.

Les observations suivantes peuvent être tirées des essais sur le réseau de Ste-Rose.

1. Sur le réseau de Sainte Rose, seul le point de Duranleau (■) s'écarte un peu de la tendance. L'analyse hydraulique a donné les résultats suivant dans le cas de l'usine de Ste Rose. (voir figure 5-40)
2. Les THM mesurés en réseau sont jusqu'à 77% plus élevés que les THM-SDS. Le point de Belgrade représente le point le plus éloigné de la courbe avec 22 $\mu\text{g/L}$ de THM de plus que la valeur prédite.
3. Les conditions typiques de THM-SDS (0.5 mg/L après 24 h) sous-estiment la formation réelle de THM. La dose appliquée à l'usine (3,4 mg/L) est plus élevée que la dose requise (2,25 mg/L) pour maintenir en bouteille une concentration résiduelle de 0,5 mg/L après 24 h.

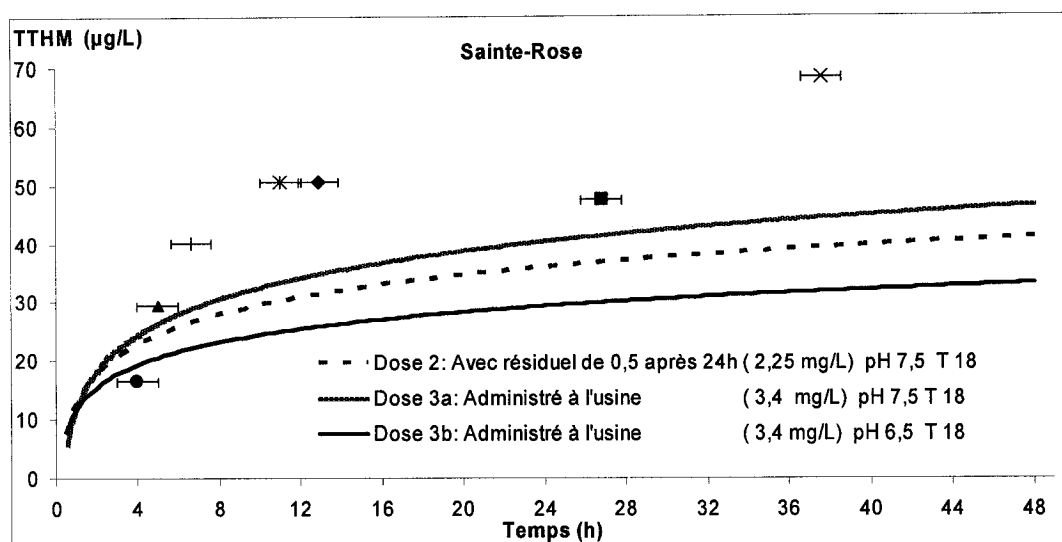


Figure 5-39 : Comparaison labo-réseau : Sainte Rose 13 juin 2005

Tableau 5-13 : Points du réseau de Ste-Rose le 15 juin 2005, légende et paramètres de qualités

Point	Endroit	Temps de séjour (hr)	pH	T °C	Cl ₂ résiduel	Erreur % THM
●	Après la chloration mais avant la chaux	4	6,2	27	1,62	-22
▲	Eau distribuée.	5	7,5	27	1,3	30
+	85E Boul. Ste Rose	6,6	6,9	22	1,05	60
✱	45 Belgrade Ouest	11,0	7,1	20	0,89	77
✕	8600 La Périère	37,6	7,2	16	0,05	40
◆	2550 Industriel	12,9	7,2	15	0,24	71
■	6645 Duranleau	26,8	7,3	15	0,39	10

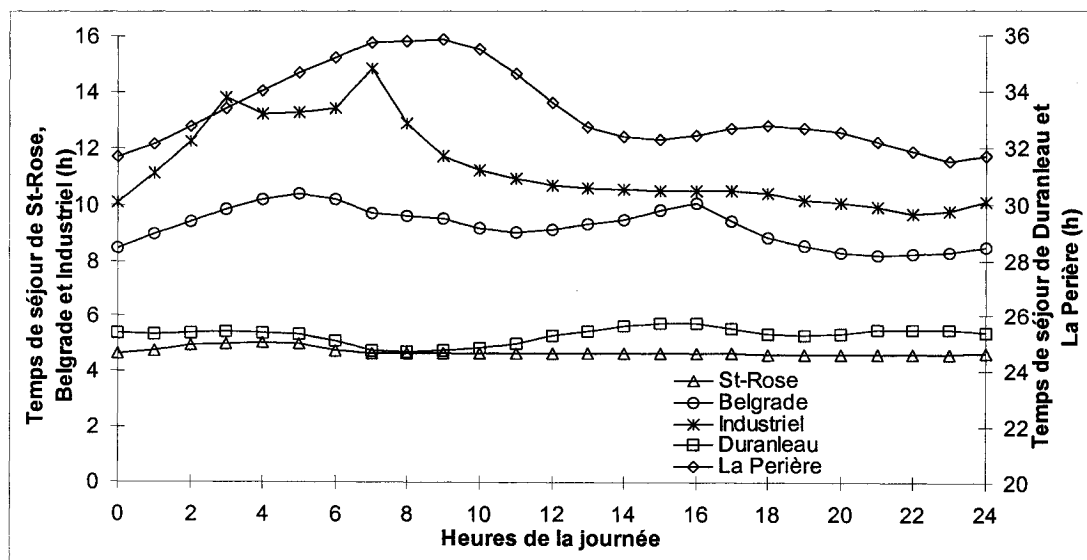


Figure 5-40 : Comparaison labo-réseau : Sainte Rose 13 juin 2005

5.4.2.4 Quatrième échantillonnage, Pont-Viau le 9 janvier 2006

À la figure 5-41, la comparaison des THM mesurés en réseau avec ceux simulés au laboratoire est présentée. Trois conditions de simulation sont incluses sur cette courbe.

- Dose 2 : Dose suffisante pour obtenir 0.5 mg/L de Cl_2 résiduel après 24 h à **22°C** (3,50 mg/L). Cette dose a été utilisée lors des essais sur la caractérisation de la variabilité saisonnière.
- Dose 3a : Dose usine (2,3 mg/L) – pH du réseau (7.5)
- Dose 3c : Dose usine (2,3 mg/L) – pH avant chaulage à **22°C**

La dose 3a est celle qui représente le mieux les conditions du réseau.

Lors de cette expérience, un problème est survenu avec l'incubateur et les échantillons n'ont pu être maintenus à 0,5°C. La température d'incubation a plutôt oscillé entre 0,5 et 10°C. La valeur de 4°C présentée sur le graphique n'est qu'à titre indicatif car la valeur réelle est inconnue. Ce problème de température explique que les concentrations de THM en laboratoire sont cette fois-ci au-dessus des valeurs du réseau. Néanmoins, l'ordre de prédiction reste inchangé. La dose 3a: Administré à

l'usine (2,3 mg/L) avec un pH 7,5 et une température de 4°C demeure la plus fidèle représentation du réseau. Lors du prélèvement en réseau, l'échantillonneur a noté des valeurs de températures qui sont impossibles étant donné que la température de l'eau brute est de 0,5°C. Les différences entre les valeurs de températures observées et celles attendues peuvent être causées par une défectuosité de l'appareil de mesure ou le réchauffement de l'eau dans les conduites de l'édifice. Ces températures non pas été prises en considération dans l'analyse des résultats.

Sur le réseau de Pont-Viau en hiver, les THM mesurés sont jusqu'à 76% plus faibles que les THM-SDS; mais la température d'incubation n'était pas exactement identique. Le pourcentage d'erreur semble élevé par contre, l'erreur n'est que de 10 µg/L de THM dans le pire des cas.

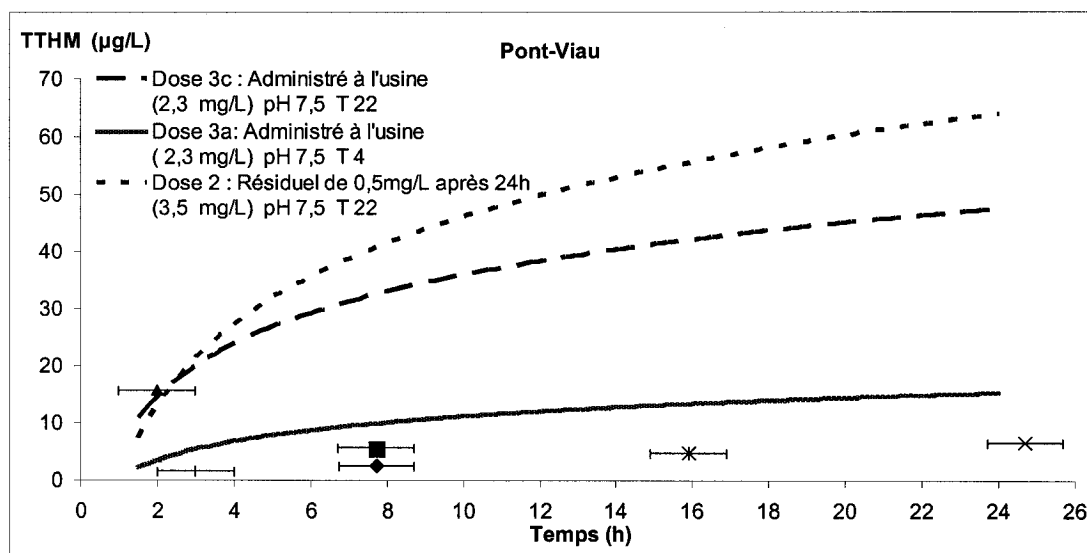


Figure 5-41 : Comparaison labo-réseau : Pont Viau 09 janvier 2006

Tableau 5-14 : Points du réseau de Pont-Viau le 9 janvier 2006, légende et paramètres de qualités.

Point	Endroit	Temps de séjour (hr)	pH	T °C	Cl ₂ résiduel	Erreur % THM
▲	À la fin du bassin de chloration mais avant la chaux	4	6.4	13	0,85	170
+	Eau distribuée	5	7.2	12	0,92	-76
■	62 St-Florent	9,7	6.6	7	0,19	-37
◆	4100 Concorde	9,7	6.6	6	0,73	-71
✱	4000 St-Martin	17,9	6.9	5	0,47	-65
✕	455 Mée Du Moulin	26,7	6.5	7	0,39	-65

5.4.3 Conclusion et recommandation sur la représentabilité labo- réseau

Les essais de comparaison entre les THM simulés en laboratoire et ceux mesurés sur le réseau de Ville de Laval ont permis d'observer que :

- Des différences existent entre les mesures de THM simulés et les mesures en réseau. Bien que ces différences peuvent sembler élevées, elles sont magnifiées par le fait que les THM sont faibles sur le réseau de Laval.
- La comparaison entre les deux méthodes semble indiquer un biais négatif pour les THM-SDS. Cette méthode semble donc sous-estimer légèrement les THM formés. Rodriguez et al. (2003) ont ajouté à cette affirmation que plus le temps de séjour est long, plus cette différence dans l'augmentation est amplifiée.
- L'utilisation de conditions d'incubation standard (0.5 mg/L après 24 h) peut mener à une sous-estimation des THM formés. En effet, les installations de Laval dosent des concentrations de chlore de 0,5 à 1,2 mg/L plus élevées que les concentrations requises pour obtenir 0,5 mg/L en bouteille après 24 h. Cette observation vient renforcer le besoin d'évaluer au cas par cas les pratiques de chloration du système à l'étude.

CHAPITRE 6: PRÉSENTATION DU GUIDE DE VÉRIFICATION DU RESPECT DE LA NORME DE THM

6.1 Mise en contexte

La formation des THM lors de la chloration de l'eau potable dépend de plusieurs facteurs qui peuvent être regroupés en deux classes, soit : (i) les caractéristiques de l'eau (concentration et réactivité des précurseurs) et (ii) les conditions de chloration (pH, température, dose de chlore appliquée et temps de contact avec le chlore). Cette situation fait en sorte qu'il peut s'avérer difficile d'évaluer si une eau respectera la norme québécoise sur les trihalométhanes (THM). En effet, les caractéristiques de l'eau indiquent le potentiel de formation de THM. Par ailleurs, le choix de conditions de chloration, variable selon les saisons, doit être défini de façon à représenter les conditions réalistes de chloration pour le réseau à l'étude.

6.2 Objectifs du protocole

Le présent protocole poursuit l'objectif de recommander une méthodologie permettant aux intervenants de statuer sur la possibilité qu'une eau de surface¹ non filtrée respecte la norme québécoise sur les THM (article 5 du RQEP) sur la base d'une simple filière de double désinfection (UV + chloration), i.e. sans aucune forme de traitement visant à atténuer la concentration de matière organique naturelle.

6.3 Principe de la méthodologie

La méthodologie repose sur la simulation en laboratoire des conditions de chloration ainsi que du réseau de distribution de l'eau. Un diagramme logique a été construit afin de guider le concepteur dans la démarche d'évaluation (voir p.130). Les prochaines pages décrivent en détails le cheminement recommandé.

¹ Ou une eau souterraine sous influence directe des eaux de surface

6.4 Étapes de mise en œuvre du protocole

ÉTAPE 1 : ÉVALUATION DES CONDITIONS DE CHLORATION PRÉVUES

Cette première étape consiste en la prévision des pratiques de chloration qui seront utilisées après la mise aux normes de l'installation. L'objectif de cette étape est d'identifier les conditions de chloration les plus contraignantes pour la formation de THM. **Cette étape est très importante.** Les conditions de chloration sont décrites par quatre variables : l'acidité de l'eau (pH), la température, le temps de séjour de l'eau dans le réseau de distribution et le dosage de chlore appliqué.

1.1 Acidité de l'eau (pH)

Une hausse du pH favorisera la formation des THM. Toutefois, la distribution d'une eau acide favorisera la corrosion du plomb, du cuivre et du fer. Le concepteur doit donc s'assurer que le pH maintenu en réseau est adéquat pour la protection de la corrosion. À titre indicatif, l'effet du pH est approximativement linéaire pour des pH de 6.5 à 8.5. En prenant un pH de 7.5 comme base de comparaison, une hausse ou une baisse d'une unité de pH entraînera une hausse ou une baisse de la concentration de THM d'environ 20-25% respectivement. Pour les installations avec des pH variables, il est recommandé de considérer le pH en réseau de distribution comme étant le pH représentatif du système.

1.2 Température de l'eau

Le concepteur doit évaluer la température moyenne annuelle de l'eau. Les mesures de température disponibles au registre peuvent servir pour cette évaluation.

1.3 Temps de séjour

La concentration de THM augmente selon le temps de séjour de l'eau dans le réseau de distribution. Les modifications apportées à la filière de traitement suite à la mise aux normes des installations pourront influencer le temps de séjour de l'eau dans le réseau de distribution. Le concepteur doit évaluer le temps de séjour au lieu d'échantillonnage

où sont prélevés les THM réglementaires². Ce point doit correspondre au point dans le réseau ayant le plus long temps de séjour afin qu'il respecte les exigences du RQEP. L'utilisation d'un modèle hydraulique est utile pour parvenir à cette fin.

Dans le cas des petites installations, le temps de séjour dans les réserves peut être très important en raison de la réserve incendie. Le temps de séjour dans les réserves doit être inclut dans l'évaluation du temps de séjour au point d'échantillonnage. Advenant le cas où la production d'eau potable est effectuée de façon intermittente, le temps de séjour maximum dans les réservoirs devra être utilisé pour calculer le temps de séjour au point d'échantillonnage.

Les THM se forment rapidement dans les premières heures de temps de contact avec le chlore. C'est pourquoi, lorsque le temps de séjour du point réglementaire est inférieur à 10h, il est important d'évaluer ce dernier avec précision. L'apport d'un coefficient de sécurité sur le temps de séjour lorsque celui-ci est incertain est à la discrétion du concepteur.

1.4 Dosage de chlore appliqué

Pour un système donné, les doses de chlore appliquées en usines sont contrôlées par une des deux contraintes suivantes:

- Les objectifs de désinfection primaire (article 5 & 6 du RQEP). Les systèmes en eaux de surface non filtrées doivent atteindre une réduction de 3 log de kystes de *Giardia* et 2 log d'oocystes de *Cryptosporidium*. Cet objectif sera atteint par la désinfection UV. La chloration doit donc permettre une inactivation de 2 log de virus. La dose requise pour atteindre cet objectif est appelée : « Dose Primaire. »
- Les objectifs de désinfection secondaire. Le RQEP oblige à maintenir une concentration minimale de 0.3 mg Cl₂/L à la sortie de l'installation de traitement (article 8 du RQEP). Dans le cas des réserves dédiées, la norme s'applique à la sortie de la réserve dédiée plutôt que la réserve à niveau variable. La dose

² Le point de prélèvement des THM réglementaires doit être validé par le MDDEP (bout de réseau).

requis pour atteindre cet objectif est appelée : « Dose Secondaire. » Par contre, si l'exploitant désire conserver une concentration de chlore supérieure aux exigences minimales à la sortie du traitement, c'est cette dose qui sera appelée : « Dose Secondaire ».

Advenant le cas où l'installation applique la Dose Primaire et la Dose Secondaire en deux étapes³, la dose résultante appliquée à l'usine devra être calculée à l'aide de l'équation 1. Un système peut rechlorer l'eau en réseau de distribution. Lorsqu'une rechloration est envisagée, la dose appliquée pour le test de THM-SDS devra aussi être évaluée à l'aide de cette équation :

$$D_{Test} = \frac{DP * tS + DS * (tS - tC) + DR * (tS - tR)}{tS} \quad \text{Eq. : 1}$$

Où

DTest : Dose résultante à appliquée pour le test de THM-SDS

DP : Dose Primaire

DS : Dose Secondaire

DR : Dose de chlore appliquée au poste de rechloration

tS : Temps de séjour au point d'échantillonnage

tC : Temps de contact dans la réserve d'eau potable

tR : Temps de séjour au poste de rechloration (incluant le temps de contact en réserve).

Si les doses primaire et secondaire sont inconnues, elles peuvent être déterminées grâce à des essais de demande en chlore réalisés en eaux chaudes. Elles doivent représenter les doses critiques pour la chloration en conditions estivales.

³ Cette situation peut arriver lorsque la Dose Primaire est appliquée avant la réserve et la Dose Secondaire à la fin de la réserve.

RESPECT DU CRITÈRE 1

Suite à l'évaluation des conditions de chloration prévues, le site pourra se prévaloir de la dérogation à la filtration s'il satisfait les deux critères suivants :

1. Les conditions de chloration prévues sont équivalentes ou moins contraignantes que celles qui sont présentement appliquées par l'exploitant.
2. Les données de THM historiques indiquent une concentration de 60 µg/L ou moins. Cette concentration correspond à 75% de la norme du RQEP.

S'il satisfait ces deux critères, le système respecte le RQEP avec un facteur de sécurité suffisant pour interrompre la démarche. Dans le cas contraire, le concepteur passe à l'étape 2.

ÉTAPE 2 : SIMULATION DES CONDITIONS PRÉVUES

Quatre campagnes d'échantillonnage couplées à des simulations en laboratoire doivent être effectuées. L'objectif de ces échantillonnages est de déterminer le risque qu'un système excède la norme sur les THM. Rappelons que ce risque est fonction (i) de la présence de précurseurs et (ii) des pratiques de chloration. Les prochains paragraphes décrivent la mise en œuvre

2.1 Sélection des points de prélèvement d'échantillons

Cas d'une installation existante : Les échantillons seront prélevés à l'eau brute (avant tout traitement).

Cas d'une nouvelle installation : Pour les installations désirant se prévaloir des critères d'exclusion de l'article 5, les eaux brutes doivent être prélevées étant donné que le traitement par rayonnement UV et le micro-tamassage ont un impact négligeable sur la formation des THM. Pour les installations anticipant l'ajout d'un procédé visant à atténuer les précurseurs de THM, il est recommandé de procéder à des essais de traitabilité au laboratoire tels que :

- Charbon actif granulaire: Rapid Small-Scale Colum Test
- Coagulation et/ou charbon actif en poudre : Jar Test et filtration (0,45 microns)
- Ozonation et autres oxydants: Essais en cuvée (Batch reactor)

Le concepteur peut également consulter les fiches technologiques du Comité des Technologies de Traitement en Eau Potable qui présentent d'autres technologies permettant d'atténuer les précurseurs de THM.

2.2 Fréquence, durée et période d'échantillonnage

Quatre campagnes d'échantillonnage, avec au moins 1 mois d'écart, doivent être réalisées entre les mois d'avril et de novembre.

2.3 Analyses demandées

Pour chaque campagne d'échantillonnage, il est demandé de procéder à l'analyse des paramètres décrits au tableau 6-1.

2.3.1 Caractérisation de la réactivité de la matrice organique

Une mesure du **carbone organique total** et de l'**absorbance UV** est demandée. Ces mesures visent à évaluer la concentration de précurseurs. L'absorbance UV doit être effectuée sur une eau filtrée (un filtre de 0,45 microns en polyestersulfone (PES) est recommandé).

Une analyse de la demande en chlore est demandée afin d'évaluer la vulnérabilité du système étudié à une hausse de la dose de chlore appliquée. Cette demande en chlore est appelée «demande en chlore en conditions uniformisées d'incubation». Ces conditions permettront de juger de la réactivité des précurseurs et, par extension, de la sensibilité du système à l'étude à la formation des THM.

Température : La température d'incubation est fixée à 22°C.

Acidité de l'eau : Le pH est fixé à 7.5 (tamponné).

Temps de contact : La durée d'incubation est de 24 h.

Dose de chlore appliquée : Il est recommandé de chlorer quatre échantillons en s'assurant toutefois que les concentrations de chlore libre résiduel après 5 min varient entre 0.5 et 3.0 mg Cl₂/L. Il sera donc possible pour le concepteur de calculer quatre demandes en chlore, soit une pour chacune des quatre doses de chlore appliquées.

Les demandes en chlore, calculées avec l'équation 2, doivent inclure une mesure de la dose appliquée (à l'aide d'un témoin), une mesure de la concentration résiduelle de

chlore libre après 5 ± 1 min de temps de contact et une mesure de la concentration résiduelle de chlore libre après 24 ± 1 h de temps de contact.

$$DCl_2 \text{ (uniformisée)} = Cl_2(5 \text{ min}) - Cl_2(24 \text{ h}) \quad \text{Éq. 2}$$

La demande en chlore est donc calculée en éliminant la demande immédiate afin d'atténuer l'interférence des substances fortement réductrices.

Pour des eaux de lacs brutes (non traitées), la concentration de THM (en $\mu\text{g/L}$) est proportionnelle à la demande en chlore, et peut être approximée à l'aide de l'équation 3.

$$THM \text{ (SDS)} = 71 \times DCl_2 \text{ (SDS)} - 8 \quad \text{Éq. 3}$$

Les systèmes dont la demande en chlore à 22°C (cf Éq. 2) est supérieure à $2,0 \text{ mg/L}$ sont jugés à risque d'excéder la norme sur les THM.

2.3.2 Simulation de la formation des THM en réseau

Cet essai vise à juger le risque qu'un système excède la norme de THM pour les conditions propres à ce système. Ces conditions ont été validées à l'étape 1.

Température : La température d'incubation de 22°C est utilisée afin de simplifier la procédure de simulation au laboratoire. La température moyenne annuelle permettra cependant de corriger les valeurs de THM selon l'équation 5.

Acidité de l'eau : Le pH mesuré ou prévu dans le réseau doit être utilisé durant l'incubation. Il est recommandé de tamponner l'échantillon afin de stabiliser le pH.

Temps de contact : La durée d'incubation recommandée devrait être celle du temps de séjour au point d'échantillonnage des THM réglementaires ou 48 h (si le temps de séjour est inconnu). En raison des contraintes logistiques⁴, les temps d'incubation possibles sont typiquement de (i) 0 à 8 h, (ii) 16 à 32 h ou (iii) 40 à 56 h, etc. Une

⁴ En supposant une journée de travail de 8 h et un démarrage de l'essai au début de la journée de travail.

attention particulière devra être portée aux systèmes ayant des temps de séjours situées dans la première tranche horaire car la concentration de THM varie grandement pendant cette période.

Dose de chlore appliquée : La dose de chlore appliquée est la variable la plus importante à définir. Elle doit représenter la dose critique pour la chloration en conditions estivales (voir Étape 1.4).

L'essai consiste à réaliser une demande en chlore pour les conditions d'incubation décrites précédemment. À la fin de l'incubation, une mesure de THM est effectuée sur cet échantillon. Tout comme pour les demandes en chlore uniformisées, la demande en chlore doit inclure une mesure de la dose appliquée (à l'aide d'un témoin), une mesure de la concentration résiduelle de chlore libre après 5 ± 1 min de temps de contact et une mesure de la concentration résiduelle de chlore libre à la fin de la période d'incubation.

La demande de chlore est calculée selon l'équation 4 :

$$DCl_2 \text{ (SDS)} = Cl_2(5 \text{ min}) - Cl_2(24h) \quad \text{Éq. 4}$$

La mesure de THM effectuée après incubation constitue une analyse de THM-SDS (simulated distribution system). Cependant, la concentration de THM (SDS) a été mesurée à 22°C. Afin de connaître la concentration annuelle moyenne de THM formés, il est possible de corriger cette valeur pour la température annuelle moyenne du système à l'étude selon la relation suivante :

$$THM \text{ (SDS)} \text{ à } T_{\text{moy}} = THM \text{ (SDS)} \text{ à } T_{22^\circ C} \times 1.041^{(T_{\text{moy}} - 22)} \quad \text{Éq. 5}$$

Le résultat de THM corrigé selon la température est utilisé à l'étape 4B pour classer le système. De plus, le résultat obtenu lors de l'essai de THM-SDS au laboratoire doit être comparé à la mesure de THM directement effectuée sur le réseau lors de la même journée d'échantillonnage. Les résultats observés doivent être cohérents. Si les

résultats ne sont pas cohérents, le concepteur doit vérifier de nouveau les caractéristiques du point d'échantillonnage en réseau. À titre indicatif, lorsque le temps de séjour est supérieur à 10h, le test en laboratoire entraîne une sous estimation de 15% de la valeur de THM en réseau. Pour un temps de séjour inférieur à 10h, l'écart s'amointrit.

2.3.3 Analyse des THM au point de contrôle réglementaire

Une analyse de THM au point de contrôle réglementaire doit être réalisée la même journée que celles où les échantillons ont été prélevés pour la mise en œuvre des autres analyses décrites aux sections précédentes (section 2.3.1 et 2.3.2)

Tableau 6-1 : Synthèse des analyses requises

Paramètres	Durée maximale de préservation des échantillons	Conditions d'essai	Objectifs
COT (mg/L)	Voir le manuel des méthodes standard, 2550E	Non applicable	Évaluer la présence de précurseurs de THM.
Absorbance UV (cm-1)	48 h à 4°C	Non applicable	
Demande en chlore uniformisée	5 jours à 4°C	<ol style="list-style-type: none"> 1. Quatre doses pour avoir une concentration de Cl_2 (5min) de 0.5 à 3 mg/L 2. T = 22°C 3. pH 7.5 (tampon) 4. Incubation : 24 h 	Évaluer le potentiel de formation de THM des précurseurs.
THM en conditions de réseau simulé (THM-SDS)	5 jours à 4°C	<ol style="list-style-type: none"> 1. Dose de chlore définie à l'étape 1 2. T = 22°C 3. pH du réseau 4. Incubation : 48 h ou celle du réseau. 	Évaluer le risque de dépassement de norme des THM.
THM directs	Voir le manuel de méthodes standard	Mesure de THM au point réglementaire habituel.	Comparer la formation en réseau et les THM-SDS.

ÉTAPE 3 : ANALYSE DES RÉSULTATS ET CLASSEMENT

Suite à la réalisation des échantillonnages et des simulations en laboratoire, le système se classe dans l'une ou l'autre de ces deux catégories :

1. La moyenne des résultats des essais excède la norme

Si la moyenne des résultats des essais de THM-SDS est supérieure à 80 µg/L, le système doit prévoir la mise en place d'une technique d'atténuation de la formation des THM. Le participant doit passer à l'étape 4A.

2. La moyenne des résultats est inférieure à la norme

Si la moyenne des résultats des essais de THM-SDS est inférieure à 80 µg/L, le système peut se prévaloir de la dérogation à la filtration et installer une filière de double désinfection. Le participant passe à l'étape 3B.

ÉTAPE 4: ÉVALUATION DU RISQUE DE DÉPASSEMENT DE LA NORME ET SÉLECTION D'UN TRAITEMENT.**ÉTAPE 4A : Évaluation de la concentration en carbone organique total (COT).**

Dans le cas où l'installation doit mettre en place un traitement permettant d'atténuer la formation de THM, le concepteur doit vérifier la concentration de COT. Si cette concentration est supérieure à 7 mg/L, la procédure d'essais de traitabilité du Comité des Technologies de Traitement de l'Eau Potable doit être mise en œuvre⁵. Dans le cas contraire, le concepteur n'a pas de démonstration particulière à réaliser en autant que le procédé ou la technologie proposée soit considérée éprouvée par le MDDEP.

ÉTAPE 4B : Évaluation de la demande en chlore uniformisée.

Les systèmes qui présentent des demandes en chlore uniformisées (DCI2-uniformisée) supérieures à 2 mg/L représentent des systèmes à risque de dépasser la norme de THM selon les pratiques de chloration mises en œuvre par l'exploitant. L'exploitant doit donc être conscient que le respect de la norme de THM impose des pratiques de chloration très strictes à l'intérieur des balises définies à l'étape 1.

Dans les autres cas, le système est jugé à faible risque d'excéder la norme sur les THM.

À la page suivante, un diagramme logique résume la procédure décrite précédemment.

⁵ <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/potable/guide/recommandations.htm>

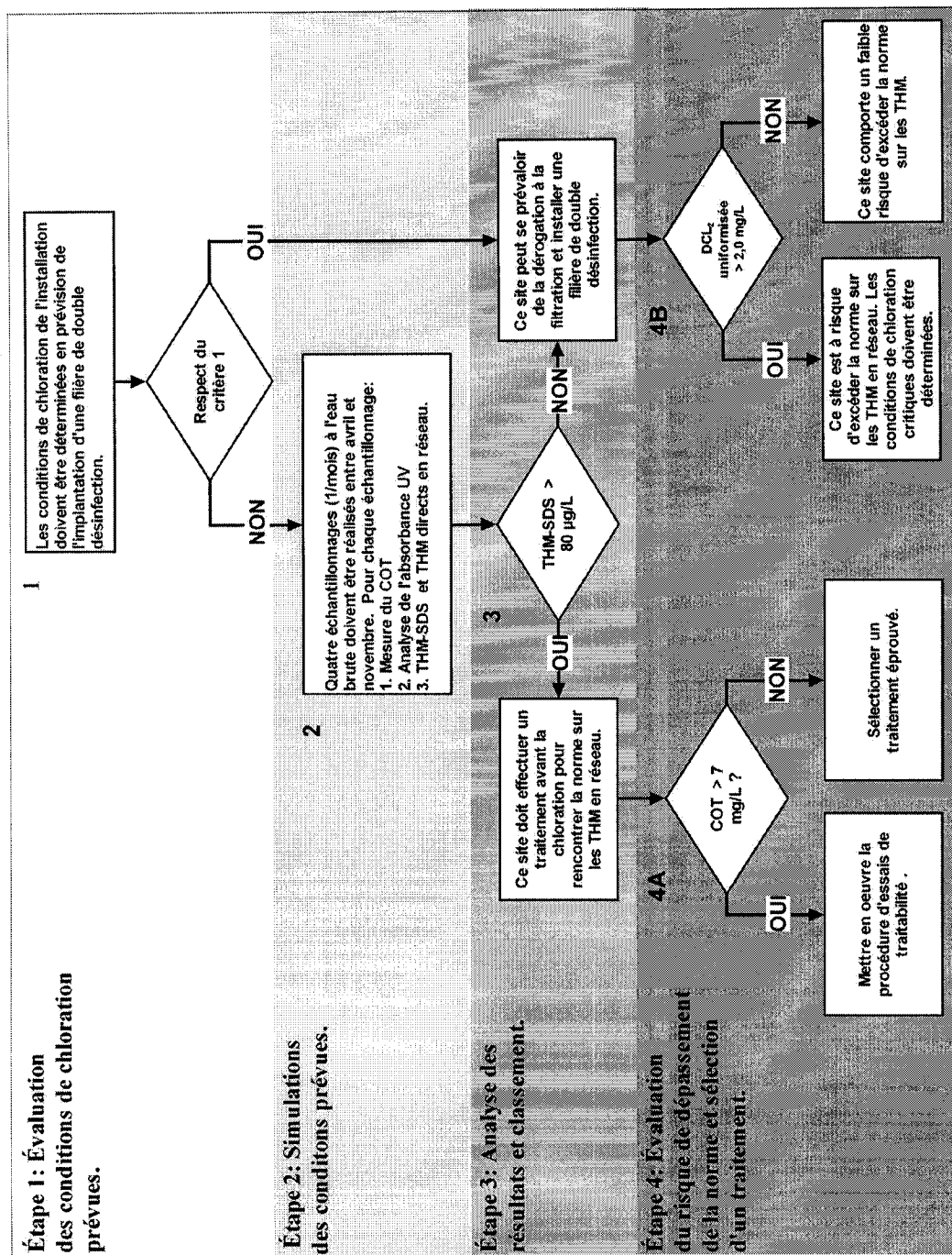


Figure 6-1 : Protocole

CHAPITRE 7: CONCLUSION

L'objectif général de ce projet consistait en la rédaction du protocole tel que décrit au chapitre six. L'atteinte de cinq objectifs spécifiques a été nécessaire à la réalisation de ce protocole. Lors de la réalisation du premier objectif concernant la vérification de l'impact des conditions de stockage des eaux échantillonnées, il a été trouvé que la température de stockage est non significative dans la mise en œuvre des tests de THM. Il a aussi été recommandé de fixer la période maximale de stockage des échantillons avant les analyses de THM simulés en laboratoire à 5 jours.

Le deuxième objectif concernait l'évaluation de l'importance relative des paramètres d'incubation sur la mesure des THM simulés en laboratoire. Les résultats ont montré que la température d'incubation est le paramètre le plus important dans la formation des THM. Par contre, pour simplifier la procédure de mise en œuvre des essais, il a été recommandé d'effectuer l'incubation à la température de la pièce et ensuite de convertir les résultats de THM à la température moyenne annuelle de la source d'eau. La dose de chlore appliquée s'est également avérée un facteur central dans la formation des THM. Le principe du facteur limitant dans les interactions entre le chlore et les précurseurs a été bien identifié. Puis, dans un second lieu, deux recommandations ont été faites :

1. Pour caractériser les précurseurs, il a été conseillé de placer les précurseurs comme facteur limitant à la formation des THM en utilisant une dose de chlore suffisante pour maintenir un résiduel dans l'eau après la période d'incubation.
2. Pour évaluer le risque de dépassement de la norme en réseau, il a été recommandé que la dose de chlore requise pour un système donné soit identique à celle nécessaire projetée pour le réseau.

Il a aussi été recommandé que la mise en œuvre des essais de THM-SDS soit effectuée avec un temps de contact représentant le plus fidèlement possible le temps de séjour maximal dans le réseau de distribution à l'étude. Le pH recommandé des essais est celui du réseau de distribution.

Le troisième objectif était dédié à l'évaluation de la fréquence et de la durée d'échantillonnage requise pour statuer sur le respect de la norme des THM. De l'analyse des résultats des essais menés sur les quatre municipalités participantes, deux conclusions sont ressorties.

1. Hormis quelques événements ponctuels, la concentration et la nature des précurseurs restent relativement stables au long de l'année. Il a été recommandé de ne procéder qu'à quatre échantillonnages pour caractériser les eaux de lac.
2. Les conditions de chloration influencent d'avantage la formation des THM que la variation saisonnière des précurseurs. Il a été trouvé que certains réseaux doivent faire attention à certaines pratiques de chloration car ces dernières entraîneront un dépassement de la norme sur les THM.

Le quatrième objectif concernait le développement de paramètres indicateurs alternatifs à la mesure des THM. Un excellent coefficient de régression de 0.98 a été trouvé grâce à l'utilisation d'une combinaison entre l'absorbance UV ou le COT avec la demande en chlore. La demande en chlore est le paramètre le plus significatif. En effet, la demande en chlore utilisée seule permet l'obtention d'un coefficient de régression de 0.96. Cependant, la précision de la prédiction de ce paramètre étant limitée à ± 30 µg/L de THM, elle ne permet pas l'utilisation de cette alternative dans la plupart des cas.

Le dernier objectif avait pour but de faire la comparaison entre les THM réels formés sur un réseau de distribution et les mesures de THM simulés en laboratoire. Les essais ont permis d'observer deux phénomènes :

- La comparaison entre les deux méthodes semble indiquer un biais négatif important pour les THM-SDS. Par contre, le ratio des différences observées entre les mesures en réseau et les mesures de THM simulés sont magnifiées par le fait que les THM sont faibles sur le réseau de Laval.

- L'utilisation de conditions d'incubation standards peut mener à une sous-estimation des THM formés. Cette observation vient renforcer le besoin d'évaluer au cas par cas les pratiques de chloration du système à l'étude.

Suite à la réalisation du projet, il serait important d'identifier les problèmes potentiels que les concepteurs pourront rencontrer lors de l'application du protocole. C'est pourquoi une période de validation du protocole est de mise. Le maillon faible de la procédure sera probablement l'identification d'un point représentatif du réseau de distribution et le calcul du temps de séjour de ce point. En particulier, les petits réseaux connaîtront des difficultés car ils connaissent souvent mal l'hydraulique de leur réseau de distribution.

RÉFÉRENCES

- ADIN, A., KATZHENDLER, J., ALKASLASSY, D., RAV-ACHA, Ch. 1991. Trihalomethane formation in chlorinated drinking water. A kinetic model. *Water Research*. 25 : 7. 797-805.
- American Public Health Association (APHA). 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater. Anon. 1220. Washington, DC, USA : American Water Works Association and the Water Environment Federation.
- American Water Works Association (AWWA) and American Society of Civil Engineers (ASCE). 2004. Water treatment plant design (Fourth Edition). Anon. New York, USA : McGraw-Hill, Inc. Edward E. Baruth. 896. 10009 :
- American Water Works Association Research Foundation (AWWARF) and US Environmental Protection Agency (EPA). 2004. Modeling DBP Formation Kinetics: Mechanistic and Spectroscopic Approaches. Anon. Washington USA : American Water Works Association Research Foundation (AWWARF) .
- AMY, G.L., CHADIK, P.A., CHOWDHURY, Z.K. 1987a. Developing models for predicting trihalomethane formation potential and kinetics. *Journal of American Water Works Association*. 79 : 7. 89-97.
- AMY, G.L., MINEAR, R.A., COOPER, W.J. 1987b. Testing and validation of a multiple nonlinear regression model for predicting trihalomethane formation potential. *Water Research*. 21 : 6. 649-659.
- AMY, G.L., TAN, L., DAVIS, M.K. 1991. The effects of ozonation and activated carbon adsorption on trihalomethane speciation. *Water Research*. 25 : 2. 191-202.
- AMY G, S.M.O.K.Z.H.-W.W.C. 1998. *Empirical based models for predicting chlorination*

and ozonation by-products: haloacetic acids, chloral hydrate and bromate. EPA. 819579.

AMY, G.L., SIERKA, R.A., BEDESSEM, J., PRICE, D., TAN, L. 1992. Molecular size distributions of dissolved organic matter. *Journal of the American Water Works Association*. 84 : 6. 67-75.

BARIBEAU, H., PRÉVOST, M., DESJARDINS, R., LAFRANCE, P. 2001. Changes in chlorine and DOX concentrations in distribution systems. *Journal of American Water Works Association*. 93 : 12. 102-114.

BARIBEAU, H. 1995. *Evolution des oxydants et des sous-produits d'oxydation dans les reseaux de distribution d'eau potable de Ville de Laval*. 489 p. Ecole Polytechnique, Montreal .

BOCCELLI DOMINIC L., TRYBY MICHAEL E., UBER JAMES G., SUMMERS R. SCOTT .2003. A reactive species model for chlorine decay and THM formation under rechlorination conditions. *Water research*. 11 : 37. 2654-2666.

BRUNET, R.M., BOURBIGOT, B., LEGUBE M. DORÉ. 1980. Évolution chimique des matièrres organiques au cours de l'ozonation d'une eau de surface filtrée. *Aqua*. 4. 76-81.

CANALE, R.P., CHAPRA, S.C., AMY, G.L., EDWARDS, M.A. 1997. Trihalomethane precursor model for lake Youngs, Washington. *Journal of Water Resources Planning and Management*. 123 : 5. 259-265.

CHANG, C.-N., MA, Y.-S., ZING, F.-F. 2002. Reducing the formation of disinfection by-products by pre-ozonation. *Chemosphere*. 46 : 1. 21-30.

CHILDRESS, A.E., VRIJENHOEK, E.M., ELIMELECH, M., TANAKA, T.S., BEUHLER, M.D. 1999. Particulate and THM precursor removal with ferric chloride. *Journal of*

Environmental Engineering. 125 : 11. 1054-1061.

CLARK, R.M., THURNAU, R.C., SIVAGANESAN, M., RINGHAND, P. 2001. Predicting the formation of chlorinated and brominated by-products. *Journal of Environmental Engineering*. 127 : 6. 493-500.

DORÉ, M. 1989. Anon. *Chimie des oxydants et traitement des eaux*. Paris, France : Technique et Documentation-Lavoisier. 506.

EDWARDS, M. 1997. Predicting DOC removal during enhanced coagulation. *Journal of American Water Works Association*. 89 : 5. 78-89.

ELSHORBAGY, W.E., ABU-QDAIS, H., ELSHEAMY, M.K. 2000. Simulation of THM species in water distribution systems. *Water Research*. 34 : 13. 3431-3439.

GANG, D., CLEVINGER, T.E., BANERJI, S.K. 2003. Relationship of chlorine decay and THMs formation to NOM size. *Journal of Hazardous Materials*. 96 : 1. 1-12.

GANG, D.D., SEGAR JR., R.L., CLEVINGER, T.E., BANERJI, S.K. 2002. Using chlorine demand to predict TTHM and HAA9 formation. *Journal of American Water Works Association*. 94 : 10. 76-86.

GOLFINOPOULOS, S.K., ARHONDITSIS, G.B. 2002. Multiple regression models: a methodology for evaluating trihalomethane concentrations in drinking water from raw water characteristics. *Chemosphere*. 47 : 9. 1007-1018.

Gouvernement du Québec. 2005. Règlement sur la qualité de l'eau potable (dernière version disponible) Québec, Canada: Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs du Québec. 27 p.

GUAY C., RODRIGUEZ M. , SÉRODE J. 2005. Using ozonation and chloramination to reduce the formation of trihalomethanes and haloacetic acids in drinking water.

Desalination. 176. 229-240.

HAMMER, M.J., HAMMER JR., M.J. 1996. Water and wastewater technology (3rd Edition). Anon. New York, USA : Prentice Hall, Inc. 519.

HOEHN, R.C., BARNES, D.B., THOMPSON, B.C., RANDALL, C.W., GRIZZARD, T.J., SHAFFER, P.T.B. 1980. Algae as sources of trihalomethane precursors. *Journal of the American Water Works Association*. 72 : 6. 344-50.

KITIS, M., KARANFIL, T., KILDUFF, J.E. 2004. The reactivity of dissolved organic matter for disinfection by-product formation. *Turkish Journal of Engineering & Environmental Sciences*. 28 : 3. 167-179.

KOCH, B., CLOFTS, E.W., SCHIMPFF, W.K., DAVIS, M.K. 1988. "Analysis of halogenated disinfection by-products by capillary chromatography". Denver, Colorado, USA : American Water Works Association - Water Quality Technology Conference.

KOCH, B., KRASNER, S.W., SCLIMENTI, M.J., SCHIMPFF, W.K. 1991. Predicting the formation of DBPs by the simulated distribution system. *Journal of the American Water Works Association*. 83 : 10. 62-70.

KORSHIN, G.V., LI, C.W., BENJAMIN, M.M. 1997 . The decrease of UV absorbance as an indicator of TOX formation. *Water Research* . 31 : 4. 946-949.

KORSHIN, G.V., WU, W.W., BENJAMIN, M.M., HEMINGWAY, O. 2002. Correlations between differential absorbance and the formation of individual DBPs. *Water Research*. 36 : 13. 3273-3282.

KRASNER, S.W. 1992. "The Impact of Chlorine Dose, Residual Chlorine, Bromide and Organic Carbon on Trihalomethane Speciation.". *WQTC*. AWWA.

KRASNER, S.W., MCGUIRE, M.J., JACANGELO, J.G., PATANIA, N.L., REAGAN,

- K.M., AIETA, E.M. 1989. The occurrence of disinfection by-products in US drinking water. *Journal of American Water Works Association*. 81 : 8. 41-53.
- KRASNER, S.W., CROUE, J.-P., BUFFLE, J., PERDUE, E.M. 1996. Three approaches for characterizing NOM. *Journal - American Water Works Association*. 88 : 6. 66-79.
- LEVI, Y., JAMMES, C., KIENE, L., HOCHEREAU, C., DUMOUTIER, N. 1994. "Stability of Disinfection By-Products in Drinking Water Distribution System". *Water Quality Technology Conference*. Denver, Colorado : American Water Works Association. P. 77-93.
- LOVE, O.T.Jr.J.K.C.A.A.S.J.M.S. 1975. *Treatment of Drinking Water for Prevention and Removal of Halogenated Organic Compounds*. AWWA.
- MCGUIRE, M.J., MCLAIN, J.L., OBOLENSKY, A. 2002. *Information collection rule data analysis*. Washington, DC, USA: American Water Works Association and United States Environmental Protection Agency. 600 p. 90947.
- MILOT, J., RODRIGUEZ, M.J., SÉRODES, J.B. 2000. Modeling the susceptibility of drinking water utilities to form high concentrations of trihalomethanes. *Journal of Environmental Management*. 60 : 2. 155-171.
- MILOT, J., RODRIGUEZ, M.J., SÉRODES, J.B. 2002. Contribution of neural networks for modeling trihalomethanes occurrence in drinking water. *Journal of Water Resources Planning and Management*. 128 : 5. 370-376.
- MORROW, C.M., MINEAR, R.A. 1987. Use of regression models to link raw water characteristics to trihalomethane concentrations in drinking water. *Water Research*. 21 : 1. 41-48.
- NAJM, I.N., PATANIA, N.L., JACANGELO, J.G., KRASNER, S. 1994. Evaluating surrogates for disinfection byproducts. *Journal of the American Water Works*

Association. 86 : 6. 98-106.

NAKAMURA, T., KAWASAKI, N., ARAKI, M., YOSHIMURA, K., TANADA, S. 2001. Trihalomethane removal by activated carbon fiber. *Journal of Environmental Science and Health - Part A*. 36 : 7. 1303-1310.

NGUYEN, M.-L., WESTERHOFF, P., BAKER, L., HU, Q., ESPARZA-SOTO, M., SOMMERFELD, M. 2005. Characteristics and reactivity of algae-produced dissolved organic carbon. *Journal of Environmental Engineering*. 131 : 11. 1574-1582.

NICHOLSON, B.C., MAGUIRE, B.P., BURSILL, D.B. 1984. Henry's law constants for the trihalomethanes: effects of water composition and temperature . 18 : 7. 518-521.

POWELL, J.C., WEST, J.R., HALLAM, N.B., FORSTER, C.F., SIMMS, J. 2000. Performance of Various Kinetic Models for Chlorine Decay. *Journal of Water Resources Planning and Management*. 126 : 1. 13-20.

RATHBUN, R.E. 1996. Disinfection Byproduct Yields from the Chlorination of Natural Waters. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 31 : 3. 420.

RODRIGUEZ, M.J., MILOT, J., SÉRODES, J.-B. 2003. Predicting trihalomethane formation in chlorinated waters using multivariate regression and neural networks . *Water Supply: Research and Technology-AQUA*. 52 : 3. 199-215.

RODRIGUEZ, M.J., SÉRODES, J., MORIN, M. 2000. Estimation of water utility compliance with trihalomethane regulations using a modelling approach. *Water Supply: Research and Technology-AQUA*. 49 : 2. 57-73.

RODRIGUEZ, M.J., SÉRODES, J.-B., LEVALLOIS, P. 2004. Behavior of trihalomethanes and haloacetic acids in a drinking water distribution system. *Water Research*. 38 : 20. 4367-4382.

- RODRIGUEZ, M.J., VINETTE, Y., SÉRODES, J.-B., BOUCHARD, C. 2003. Trihalomethanes in drinking water of greater Québec region (Canada): occurrence, variations and modelling. *Environmental Monitoring and Assessment*. 89 : 1. 69-93.
- ROOK, J.J. 1970. Über das verhalten desinfizierter wässer in Rohrleitungen. Anon. H.31. Berlin-Dahlem : Stuttgart.
- ROOK, J.J. 1974. Formation of haloforms during chlorination of natural waters. *Water Treatment and Examination*. 23 : 2. 234-243.
- ROOK, J.J. 1977. Chlorination reactions of fulvic acids in natural waters. *Environmental Science and Technology*. 11 : 5. 478-82.
- ROSSMAN, L.A., BROWN, R.A., SINGER, P.C., NUCKOLS, J.R. 2001. DBP formation kinetics in a simulated distribution system. *Water Research*. 35 : 14. 3483-3489.
- RUMELHART, D.E., WIDROW, B., LEHR, M.A. 1994 . The basic ideas in neural networks. *Communications of the ACM*. 37 : 3. 87-92.
- SADIQ, R., RODRIGUEZ, M.J. 2004. Disinfection by-products (DBPs) in drinking water and predictive models for their occurrence: a review. *Science of the Total Environment*. 321 : 1-3. 21-46.
- SIDDIQUI, M.S., AMY, G.L., MURPHY, B.D. 1997 . Ozone enhanced removal of natural organic matter from drinking water sources. *Water Research*. 31 : 12. 3098-3106.
- SINGER, P.C. 1999. Formation and control of disinfectin by-products in drinking water. Anon. Denver, Colorado, USA : American Water Works Association (AWWA). 424.
- SOHN, J., AMY, G., CHO, J., LEE, Y., YOON, Y. 2004. Disinfectant decay and disinfection by-products formation model development: chlorination and ozonation by-products. *Water Research*. 38 : 10. 2461-2478.

STASOFT. INC. 1984-2004. *Statistica 7.0*. [Logiciels].

STEVENS, A.A., SLOCUM, C.J., SEEGER, D.R., ROBECK, G.G. 1976. Chlorination of organics in drinking water. *Journal of the American Water Works Association*. 68 : 11, Pt. 1. 615-20.

SUMMERS, R.S., HOOPER, S.M., SHUKAIRY, H.M., SOLARIK, G., OWEN, D. 1996. Assessing DBP yield: uniform formation conditions. *Journal of American Water Works Association*. 88 : 6. 80-93.

TARQUIN, A.J., RICO, F., ZAMARRON, A. 2005. "Removal of THMs from drinking water using an induced draft stripping tower". Québec, City Québec, Canada : American Water Works Association - Water Quality Technology Conference.

THACKER, N.P., KATKAR, S.L., RUDRA, A. 2002. Evaluation of Mass-Transfer Coefficient of Free Fall - Cascade-Aerator. *Environmental Monitoring and Assessment*. 74 : 1. 1-9.

TSENG, T., EDWARDS, M. 1999. Predicting full-scale TOC removal. *Journal of American Water Works Association*. 91 : 4. 159-170.

UMPHRES, M.D., R.R. TRUSSELL, A.R. TRUSSELL, L.Y.C. LEONG, C.H. TATE. 1979. The effects of Preozonation on the Formation of Trihalomethanes. *Ozonews*. 6:3:2. 1-4.

United States Environmental Protection Agency (USEPA). 1998. *National primary drinking water regulations: disinfectants and disinfection by-products; final rule*. Washington, DC: 69389-69476 p. 40CFR Parts 9, 141 and 142.

United States Environmental Protection Agency (USEPA). 1999. *Alternative disinfectants and oxidants guidance manual* Washington, DC, USA: 346 p.

World Health Organization (WHO). 2004. Guidelines for drinking water quality, 3rd edition (Volume 1). Recommendations. Anon. Geneva, Switzerland : 540.

XIE, Y. 2005. "Disinfection byproduct removal using point-of-use carbon filters".
Québec, City Québec, Canada : American Water Works Association - Water Quality Technology Conference.

ANNEXES

Annexe A : Produits chimiques utilisés

Tampon, colorimétrie et arrêt de réaction

Noms et formules chimiques	Grade	Numéro du produit	Concentration	Fabricant
DPD oxalate	Reagent grade	O2358-25		Fisher Scientific
EDTA disodium salt	Electrophoresis grade	BP120-500	99%	Fisher Scientific
Mercuric Chloride (HgCl_2)		2594-04		Baker
Potassium dihydrogen phosphate, monobasic, crystal (KH_2PO_4)	Enzyme grade	BP362-500	99%	Fisher Scientific
Sodium phosphate, dibasic anhydrous, (Na_2HPO_4)	Certified A.C.S.	S374-500	99,5%	Fisher Scientific
Sodium sulfite Anhydrous (Na_2SO_3)	Baker Analyzed	3922-01	99,2%	Baker
Acide Sulfurique	Reagent certifié	SA226B-1	N/50	Fisher Scientific
Sodium hydroxide	certifié	SS254-1	50,6 % w/w	Fisher Scientific

Acides / bases

Noms et formules chimiques	Grade	Numéro du produit	Concentration	Fabricant
Acide chlorhydrique	A.C.S. réactif	A144 212	???	Fisher Scientific
Hydroxyde de sodium	Certifié	SS254-1	50.6 % w/w	Fisher Scientific
Acide sulfurique	Certifié, plusieurs contenants	SA226B-1	N/50	Fisher Scientific
Acide phosphorique	... Étiquette brûlée...		85%	Fisher Scientific

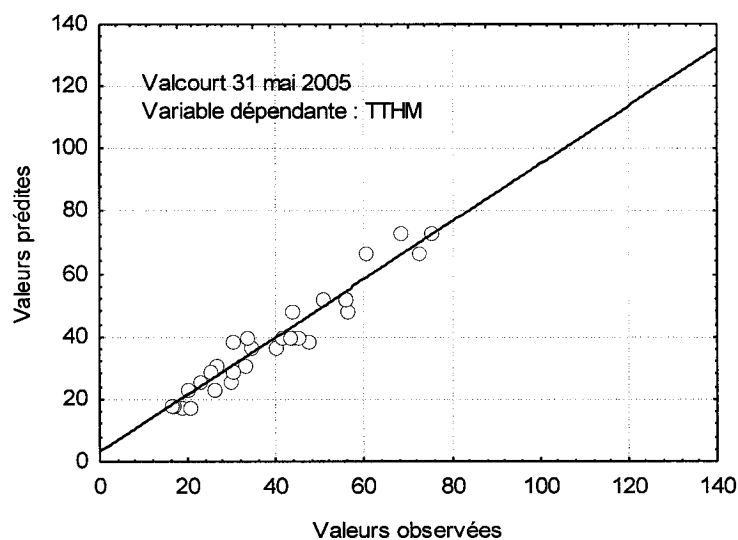
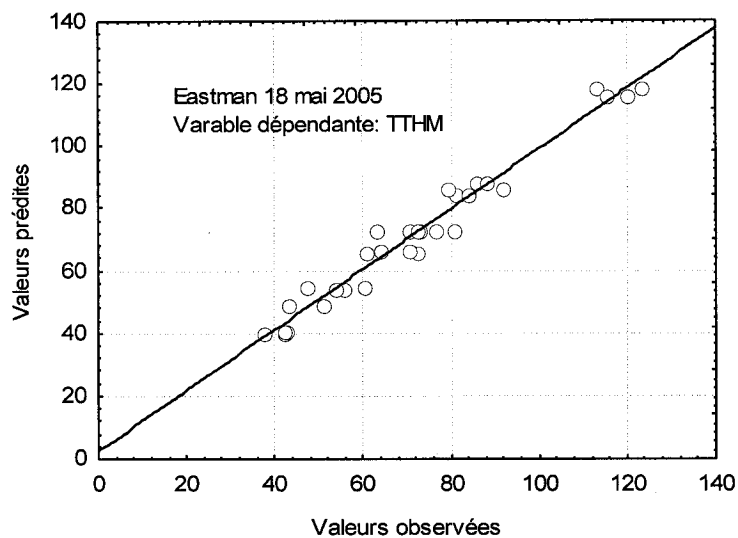
Extraction

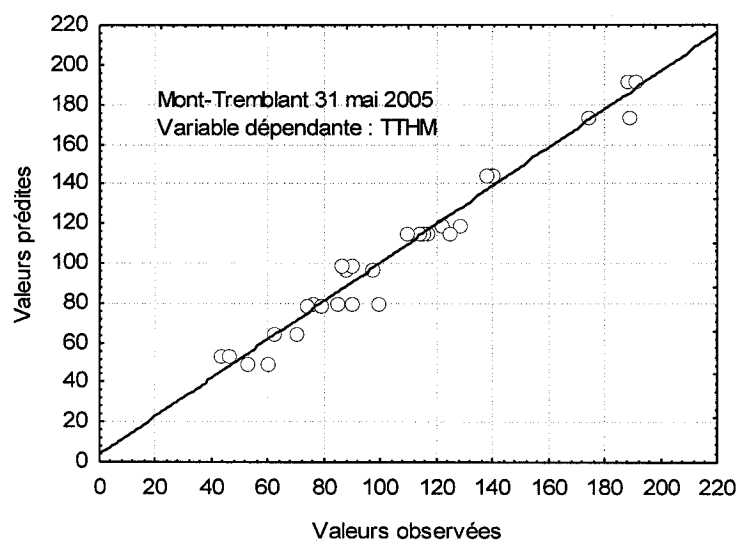
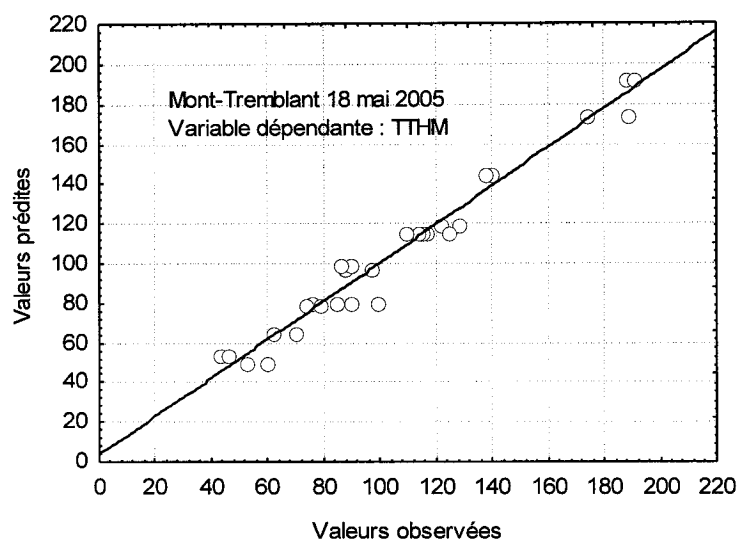
Noms et formules chimiques	Grade	Numéro du produit	Concentration	Fabricant
Méthanol (CH ₃ OH)	Optima	A454-1		Fisher Scientific
Hexane (CH ₃ (CH ₂) ₄ CH ₃)	GC resolv	H307-4		Fisher Scientific
Sulfate de sodium, Anhydrous (Na ₂ SO ₄)	Certified A.C.S.	S421-3		Fisher Scientific
Standard THM		THM-501 N	≈ 100 mg/L dans une Matrice méthanol	Ultra Scientific
Hélium	UHP			Air Liquide
Argon/méthane			CH ₄ : 5.30% Ar : balance	Air Liquide

Divers

Noms et formules chimiques	Grade	Numéro du produit	Concentration
Eau de Javel NaOCl Savon versa clean Savon pour lave-vaisselle	Grade commercial		5.25%

Annexe B : Régression des THM en fonction des variables d'incubations (pH, température, dose de chlore)





Annexe C : Effets des paramètres d'incubation sur la concentration des THM

	Eastman 18-mai-05	Mont-Tremblant 18-mai-05 31-mai-05		Valcourt 31-mai-05
B	65,90	91,44	96,81	35,49
T	49,41	54,75	73,60	31,87
T ²	-7,75	-14,84	-0,12	-2,49
Dose Cl ₂	27,31	87,78	55,57	9,09
(DoseCl ₂) ²	10,26	26,29	16,00	2,77
pH	35,76	28,41	78,40	12,28
pH ²	7,83	11,00	28,84	11,72
T * Dose Cl ₂	12,37	39,34	38,82	5,65
T * pH	2,39	0,33	5,58	10,81
Dose Cl ₂ * pH	2,24	27,87	17,19	3,37